



## Open Archive Toulouse Archive Ouverte

OATAO is an open access repository that collects the work of Toulouse researchers and makes it freely available over the web where possible

This is an author's version published in: <http://oatao.univ-toulouse.fr/21588>

**To cite this version:**

Mesmin, Xavier *Analyse comparative des services de production des prairies dans trois régions de montagne françaises : logiques générales et spécificités locales.* (2014) [Mémoire]

Any correspondence concerning this service should be sent to the repository administrator: [tech-oatao@listes-diff.inp-toulouse.fr](mailto:tech-oatao@listes-diff.inp-toulouse.fr)



Analyse comparative des services de production des  
prairies dans trois régions de montagne françaises :  
logiques générales et spécificités locales



Mémoire de dominante  
Gestion des Milieux Naturels

Xavier Mesmin

Année 2013/2014

Photographie de couverture : G.Balent

École d'origine : AgroParisTech

Organisme d'accueil : INRA

Programme SYSTERRA

Projet de recherche : ANR – 10 – STRA - 005

# Analyse comparative des services de production des prairies dans trois régions de montagne françaises : logiques générales et spécificités locales

Mémoire de dominante  
Gestion des Milieux Naturels

Xavier Mesmin

Maître de stage : Gérard Balent

Maître de stage associée : Sandra Lavorel

Tutrice de stage : Rosalinde Van Couwenberghe

Année 2013/2014



## Résumé

Dans le contexte du développement croissant des préoccupations et des approches qui relèvent de l'agro-écologie, peu de travaux ont questionné les possibilités d'intensification écologique de la gestion des prairies afin d'améliorer la productivité de l'élevage tout en préservant l'environnement.

Nous réalisons ici une analyse comparative de deux propriétés productives des prairies : la quantité d'herbe produite au moment de la récolte et sa teneur en azote, sur trois sites de montagne humide française (Vercors, Livradois-Forez, Bigorre). Notre objectif est de dégager les déterminants de ces deux propriétés et d'en tester la valeur générale. Nous analysons une trentaine de parcelles sur chaque site balayant une diversité de modes de production. Nous disposons sur celles-ci d'une diversité de descripteurs de la flore, du sol et des pratiques rarement mobilisés simultanément.

Nous utilisons d'abord un modèle préétabli qui, à partir de la flore, croise production et utilisation pour diagnostiquer l'état agro-écologique de nos parcelles dans un cadre déjà testé. La modélisation exploratoire des deux propriétés permet de repérer les facteurs les plus significatifs qui expliquent leur variabilité et d'en détailler les effets.

Notre étude confirme l'intérêt de raisonner à l'intérieur d'un modèle à valeur générale pour apporter un diagnostic agro-écologique et confirme la pertinence de sa calibration. Si la modélisation n'a pas dégagé de facteurs pilotant les propriétés productives de manière analogue sur chaque site, elle a permis de repérer des variables clés pour comprendre l'hétérogénéité interrégionale de ces propriétés. La date de récolte d'herbe croisée avec le stade phénologique rend compte des logiques locales de gestion.

Nous proposons quelques pistes pour assurer une meilleure compatibilité des données récoltées dans une telle analyse multi sites. Enfin, notre travail souligne la pertinence de raisonner en multiservices pour évaluer des niveaux d'intensification écologique en prairies.

---

In the context of rising interest on matters and approaches associated with agro-ecology, few studies addressed the question of ecological intensification of swards management in order to improve sustainably the productivity of breeding activities.

We perform here a comparative study of two productive properties of swards: amount of fodder harvested at haymaking and its nitrogen total content, in three humid mountain fields of France (Vercors, Livradois-Forez, Bigorre). We aim at determining the drivers of these properties and we test their congruence among sites. We analyze about thirty plots in each site, covering many types of production. We use a dataset comprising a variety of descriptors of flora, soils and agricultural practices rarely simultaneously mobilized.

We first use a pre-established model of vegetation analysis that crosses production and agricultural use to assess the agro-ecological situation of our plots in a validated framework. We model both properties to find the most significant factors to explain their variability and we address their logical effect.

Our study confirms the benefits of analyzing data through the general framework used in order to give an agro-ecological assessment of the management. We partly validate its calibration. The modelling part did not show any factor significantly driving the productive properties in the same way in every sites. But we determine some key variables explaining the interregional heterogeneity of these properties. The harvesting date, confronted with the phenological stage, reflects the local schemes of management.

We suggest some perspectives to improve the compatibility of data harvested in such a multisite study. Eventually, our work underlines the relevance of studying multiple services to assess levels of ecological intensification in swards.



## Remerciements

Je remercie d'abord mes encadrants, Gérard Balent et Sandra Lavorel, pour leur disponibilité et pour leur rôle primordial dans la conduite cohérente du travail présenté. Il était vraiment intéressant d'avoir des apports croisés en agronomie et en écologie pour avancer sur notre question. Ces dernières semaines d'intense interaction auront été très enrichissantes. Elles m'ont en tout cas permis de prendre beaucoup de recul sur notre travail. J'espère que toute cette réflexion se retrouvera de manière assez digeste dans ce document.

Je remercie également le laboratoire d'accueil, Dynafor, pour m'avoir permis d'évoluer dans une ambiance de travail très agréable, et son directeur, Marc Deconchat y est pour quelque chose ! La diversité des ressources de celui-ci m'a vraiment permis de progresser efficacement sur tous les aspects de mon mémoire (agronomie, statistiques, cartographie...). Je pense notamment à Georges Bertoni, Michel Goulard et Sylvie Ladet.

Merci à Grégory Loucougaray, de l'IRSTEA de Grenoble pour sa présence à toutes les réunions de travail et pour ses arguments pertinents dans l'orientation de la stratégie d'analyse. Merci également à Pierre Gos, du même organisme, qui a apporté grâce à son expérience sur le sujet plusieurs pistes de travail dès le début de ce stage.

Je remercie les chercheurs de l'INRA de Clermont-Ferrand : Isabelle Boisdon-Roquefeuil et Mathieu Capitaine. Leurs précisions régulières quant à la gestion des exploitations agricoles dans leur région ont permis de faire avancer la réflexion.

Je remercie également Pablo Cruz et Michel Duru de l'UMR AGIR avec qui j'ai pu partager mes résultats. Leurs critiques constructives m'ont permis d'avancer, essentiellement au niveau de la discussion des méthodes et des données.

Pour finir je remercie Rosalinde Van Couwenberghe, ma tutrice, dont l'encadrement à distance m'a été réellement bénéfique, notamment dans l'organisation de mon temps pour la rédaction du mémoire.

## Remerciements institutionnels

Ce travail a été réalisé et financé dans le cadre du le projet ANR MOUVE (10-STRA-005) portant sur « *Les interactions Elevage et Territoire dans la mise en mouvement de l'intensification écologique* ». Il contribue plus particulièrement à l'action 4-3 du projet intitulée « *Quantification des services écosystémiques comme indicateurs de l'intensification écologique* »



## Table des matières

Remerciements .....	1
Table des matières .....	2
Liste des figures.....	4
Liste des tableaux .....	5
1. Contexte et objectifs du travail.....	6
2. Matériel et méthodes .....	9
2.1. Les sites d'étude .....	9
2.2. Les mesures et les inventaires botaniques .....	11
Les mesures de conditions édaphiques et les calculs dérivés.....	11
Nutrition minérale de la prairie .....	11
Les tableaux floristiques.....	12
Utilisation de trois approches pour exploiter les inventaires botaniques .....	13
L'intensité de fertilisation et d'exploitation, la synchronisation de la récolte avec le rythme de pousse de la prairie .....	16
Les propriétés de l'écosystème.....	17
Synthèse des variables retenues.....	20
2.3. Méthodes d'analyse de données .....	21
Analyse descriptive du tableau floristique.....	21
Analyse descriptive des conditions édaphiques.....	22
Approche par bio indication pour la description agronomique des parcelles.....	22
Modélisation exploratoire des propriétés de l'écosystème .....	23
3. Résultats .....	27
3.1. Analyse descriptive des données .....	27
3.1.1. Comparaison de la composition floristique des parcelles.....	27
3.1.2. Les conditions édaphiques.....	29
3.1.3. L'évaluation agronomique des parcelles étudiées par bioindication.....	31
La projection dans le plan fertilité-utilisation.....	31
Les notions de diversité écologique .....	32
3.2. La modélisation de la valeur productive des prairies .....	33
3.2.1. La quantité d'herbe fournie en première coupe.....	33
Le modèle descriptif .....	34
Le modèle explicatif .....	36
Modèle toutes variables confondues .....	39
3.2.2. La qualité de l'herbe récoltée en première coupe.....	39
Modèle descriptif.....	40
Modèle explicatif.....	41
4. Discussion .....	43

4.1.	Retours sur la stratégie d'analyse .....	43
	Les métriques agroécologiques : des bases robustes permettant de s'affranchir de conditions biogéographiques variées .....	43
	Les choix de modélisation exploratoire fixent des limites qui contraignent les possibilités d'analyse.....	44
	Que peut-on attendre de modèles exploratoires dans des analyses comparatives ? .....	45
4.2.	Élaboration d'un diagnostic interrégional par la combinaison des deux approches.....	46
	Les valeurs indicatrices des espèces vis-à-vis de l'utilisation validées mais à compléter.....	46
	La relation entre temporalité de l'exploitation et quantité récoltée permet de retrouver les logiques locales d'exploitation .....	47
	Les conditions édaphiques plus explicatives que les pratiques actuelles et que les indices de nutrition .....	49
	Quelles conclusions tirer de cette comparaison multi-sites ?.....	50
4.3.	Les limites du jeu de données et de l'étude .....	51
	Des inventaires botaniques à ajuster temporellement selon les besoins de l'étude .....	51
	Retour sur les hypothèses d'utilisation des traits fonctionnels.....	52
	Les limites de notre jeu de données et les tentatives de correction .....	53
	Retour sur la constitution d'un échantillon de parcelles pour de telles analyses comparatives	55
5.	Conclusion générale du mémoire .....	56
	Références bibliographiques .....	58
6.	Annexes .....	61
	Annexe 1 : calendrier de terrain sur les trois sites.....	62
	Annexe 2: Espèces du programme MOUVE référencées dans les six types fonctionnels de poacées retenus .....	63
	Annexe 3: Correspondances utilisées entre classes d'abondance-dominance et recouvrement.....	63
	Annexe 4 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis de la fertilité (parmi les espèces observées dans le projet MOUVE).....	64
	Annexe 5 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis du niveau d'utilisation (parmi les espèces observées dans le programme MOUVE).....	64
	Annexe 6 : Les niveaux de fertilisation minérale sur les trois terrains du projet MOUVE.....	65
	Annexe 7 : Les niveaux de fertilisation en azote organique sur les trois terrains du projet MOUVE.....	65
	Annexe 8 : Comparaison des traits foliaires mesurés dans le Vercors et en Ariège sur les dix espèces les plus communes du projet MOUVE.....	66
	Annexe 9 : Confrontation entre la quantité d'herbe projetée à la date de fauche aux quantités réelles récupérées par les agriculteurs.....	67

## Liste des figures

Figure 1: Évolution de la MAT au cours du temps et imprécision potentielle due à l'écart aléatoire entre la mesure et la fauche .....	18
Figure 2: Estimation de la teneur en N des prairies pyrénéennes sur la base des données disponibles. ....	19
Figure 3 : Définition d'une limite supérieure au cadre de durabilité de la gestion d'une prairie selon la bioindication.....	23
Figure 4 : Schéma conceptuel pour la modélisation des propriétés de l'écosystème.....	24
Figure 5 : Représentation des parcelles étudiées et d'espèces dans le plan principal de l'AFC. ....	27
Figure 6 : AFC des parcelles étudiées dans le projet MOUVE hors alpages et prairies temporaires à luzerne. ....	28
Figure 7 : Cercles des corrélations des ACP réalisées sur les conditions édaphiques des trois terrains de Mouve et en intersites.....	30
Figure 8 : Projection des parcelles selon leurs caractéristiques édaphiques dans le plan principal de l'ACP sol. ....	30
Figure 9 : Projection des parcelles selon leurs coordonnées de fertilité et d'utilisation agronomique déterminées par bioindication. ....	31
Figure 10 : Représentation des diversités écologiques des parcelles étudiées selon la fertilité et l'utilisation.....	33
Figure 11 : Distribution de la quantité d'herbe produite par les prairies du jeu de données.....	34
Figure 12 : Caractéristiques de la quantité de production sur les trois terrains du projet MOUVE. ....	34
Figure 13 : Corrélation observée entre l'utilisation indiquée par la communauté végétale et la quantité d'herbe récoltée en première coupe. ....	35
Figure 14 : Distribution des niveaux d'utilisation indiqués par la flore pour les prairies naturelles (à gauche) et pour les prairies temporaires (à droite). ....	36
Figure 15 : Corrélation entre la synchronisation de la fauche avec le stade phénologique de la prairie et la quantité d'herbe récoltée en première coupe.....	37
Figure 16 : Indice de nutrition en Phosphore et quantité d'herbe récoltée en première coupe .....	38
Figure 17 : Matières azotées totales dans l'herbe récoltée en première coupe pour les prairies naturelles et temporaires. ....	40
Figure 18 : Caractéristiques de la qualité d'herbe récoltée en première fauche sur les trois terrains du projet MOUVE. ....	40
Figure 19 : Corrélation positive entre proportion de poacées B et teneur en matières azotées totales de l'herbe récoltée en première fauche .....	41
Figure 20 : Deux approches possibles pour comprendre la logique menant à des propriétés écosystémiques à partir de conditions édaphiques brutes et de pratiques de gestion.....	45
Figure 21 Représentation de la relation biomasse récoltée - synchronisation fauche / floraison.....	49
Figure 22 : Hauteurs au stade végétatif des 10 espèces les plus communes dans le projet MOUVE. ...	53

## Liste des tableaux

Tableau 1: Contextes variés des trois sites d'étude.....	9
Tableau 2 : Amplitude thermique et pluviométrie sur les trois terroirs pyrénéens .....	10
Tableau 3: Récapitulatif des méthodes d'inventaire botanique utilisées dans MOUVE .....	12
Tableau 4 : Estimation des dates de fauche dans les trois terroirs pyrénéens .....	17
Tableau 5: Liste des variables considérées dans ce travail.....	20
Tableau 6 : Espèces dominantes et typiques des parcelles matérialisées par une étoile dans la figure ci-dessus .....	31
Tableau 7 : Modèles descriptifs obtenus en intersites et dans chaque région sur la quantité d'herbe récoltée en première coupe.....	35
Tableau 8 : Détail du modèle réalisé sur les treize parcelles pyrénéennes dont la composition botanique a été étudiée fin juin, c'est-à-dire assez près de la fauche.....	36
Tableau 9 : Modèles explicatifs obtenus en intersites et dans chaque région sur la quantité d'herbe récoltée en première coupe.....	37
Tableau 10 : Modèles obtenus par fusion des descripteurs de la communauté végétale, des conditions édaphiques et des pratiques agricoles.....	39
Tableau 11 : Modèles descriptifs obtenus pour la qualité d'herbe récoltée en première fauche.....	41
Tableau 12 : Modèles obtenus en inter-sites et par région pour la qualité de l'herbe récoltée en première coupe. ....	42

## 1. Contexte et objectifs du travail

L'élevage est une activité agricole très importante à l'échelle mondiale : elle procure du travail à environ 1,3 milliard de personnes et occupe à peu près 23% des terres émergées (FAO 2006). Cet élevage, essentiellement d'herbivores, permet dans de nombreux cas de valoriser des terres peu ou pas mécanisables. Il a en outre un bon nombre de conséquences plutôt positives sur l'environnement, en comparaison avec les surfaces en culture : stockage de carbone dans les sols, rôle de réservoirs de biodiversité des prairies... La pression qui existe sur cette activité devrait se renforcer dans les années qui viennent, consécutivement à une augmentation mondiale de la consommation de produits d'origine animale (viande, produits laitiers...). Cette tendance projetée combine globalement deux évolutions antagonistes : la réduction de la sous/malnutrition dans de nombreux pays du Sud et la remise en cause de plus en plus forte des modèles alimentaires trop riches des pays du Nord. Vus les déséquilibres en termes de populations concernées par ces deux phénomènes et la relative lenteur du second, toutes les estimations s'accordent sur une augmentation forte de la demande. L'idée du projet ANR MOUVE est d'anticiper cette croissance en questionnant les modalités possibles de l'augmentation de la production. Sachant que l'élevage repose essentiellement sur la gestion de prairies à l'échelle mondiale, on cherche à voir s'il est possible d'intensifier la production (c'est-à-dire d'augmenter les rendements) sans pour autant dégrader davantage notre environnement (Cassman 1999; Bommarco, Kleijn, and Potts 2013). Cet objectif est synthétisé dans la notion d'intensification écologique (Doré et al. 2011) : une augmentation de production sur des surfaces stables peut-elle être durable ? Et quelles pratiques sont les plus à même de répondre à ces objectifs multiples ? Cette notion, d'abord appliquée aux cultures est-elle transposable aux prairies, milieux écologiquement plus complexes et dont les impacts négatifs environnementaux sont jusqu'ici relativement faibles ?

Pour revenir à une échelle plus locale, l'élevage intervient beaucoup dans le développement durable des territoires ruraux, notamment en zone de montagne. Il est souvent considéré comme un levier pour l'entretien des paysages. C'est le cas dans les Pyrénées où il a été démontré que le pâturage et surtout la fauche de prairies limitait la colonisation des milieux par le frêne (Julien, Alard, and Balent 2006). Dans un autre contexte, sur le territoire du futur Parc naturel régional des Baronnies Provençales (PnrBP), le déclin de l'élevage conduit à l'abandon progressif de certains espaces sommitaux jusqu'ici pâturés. La fermeture des pelouses de crêtes menace certaines espèces végétales patrimoniales inféodées à ce type de milieux. Les acteurs du territoire cherchent à préserver ces pelouses via des diagnostics croisés environnement-pastoralisme. Enfin, la fermeture des parties sommitales du Mont Lozère, elle aussi consécutive au déclin des activités d'élevage, est un réel enjeu pour le Parc National des Cévennes. En effet, l'interaction forte entre traditions culturelles et territoire permettant le maintien de milieux ouverts, a conduit à l'inscription des Causses et des Cévennes au patrimoine mondial de l'Humanité le 28 juin 2011 en tant que « paysage culturel de l'agropastoralisme méditerranéen ». Cette préoccupation a motivé la mise en place d'un projet de réouverture des milieux sur le Mont Lozère, passant notamment par un soutien des activités d'élevage.

Via ce rôle de maintien des paysages, de préservation des milieux et par le développement de produits du terroir tels que le Bleu du Vercors dans un autre contexte, l'élevage a un impact direct sur le tourisme, ressource essentielle de ces régions montagnardes.

Toutes ces dimensions font que l'élevage est non seulement attendu sur des aspects productifs mais aussi sur le maintien d'une bonne qualité environnementale. Ces fonctions, dont profitent plus ou moins directement les hommes, ont été synthétisées dans le terme de service écosystémique, lancé par le Millenium Ecosystem Assessment (2005). Le concept prend le parti d'exploiter des « arguments anthropocentriquement utilitaires » (Harroy 1949) de la nature pour les faire entrer plus efficacement dans les choix d'aménagement du territoire et de développement. Viennent s'ajouter aux exemples déjà cités les rôles d'épuration de l'eau, de moindre lessivage de l'azote, ou encore de maintien de la qualité des sols (Huyghe 2009)...

Au niveau du vocabulaire, on ne parle de service que lorsqu'il y a un bénéficiaire défini, que ce soit la société dans son ensemble pour des services patrimoniaux ou de régulation du climat ou plus spécifiquement l'agriculteur pour des services de production fourragère. Plusieurs études mesurent des services potentiels qu'on appellera également propriétés de l'écosystème, restant à un aspect plutôt écologique de la production d'une prairie. C'est typiquement le cas quand on effectue des mesures de

quantité ou de qualité d'herbe à des moments indépendants des périodes de récolte et de pâturage (Lavorel et al. 2011; Gardarin et al. 2014). Si de telles études permettent de clarifier le fonctionnement des prairies, elles ne permettent pas d'intégrer les choix réalisés par les éleveurs aux moments de l'utilisation des parcelles.

Une évaluation conjointe de ces services répond tout à fait à la question de durabilité d'une intensification des pratiques de gestion, car un maintien à des niveaux intéressants de divers services va dans le sens d'une valorisation multifonctionnelle des prairies (Huyghe 2008; Huyghe 2009).

Dans sa thèse réalisée dans le cadre du projet MOUVE, P.Gos a cherché à regrouper les services par « bouquets » (Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett 2010). Ceux-ci sont des associations, répétées dans le temps et dans l'espace, de niveaux de services écosystémiques (Gos 2013, chap.2). Sur le plateau du Vercors, ses analyses distinguent un premier lot de prairies aux services de production particulièrement élevés (en quantité et en digestibilité d'herbe). La communauté microbienne y est dominée par les bactéries, permettant le maintien d'une fertilité élevée, mais connue pour favoriser la fuite d'azote par lessivage (de Vries et al. 2006; Grigulis et al. 2013). D'autres lots de prairies ont une forte richesse spécifique mais des niveaux de services productifs assez faibles. Enfin, quelques parcelles particulières stockent beaucoup de carbone, notamment sous forme de matière organique. Pour ces mêmes prairies la biomasse microbienne des sols est particulièrement élevée. Ces associations de services, potentiels et réalisés, sont intéressantes à observer et résultent de choix des éleveurs quant aux fonctions qu'ils assignent à leurs parcelles.

Cherchant à trouver les déterminants de tels niveaux de services, l'auteur précise que la date d'exploitation par l'éleveur (on considère ici des pâtures et des prés de fauche) est un levier très intéressant pour diversifier les niveaux de services à l'intérieur d'un paysage. D'autre part, les niveaux de production pourraient a priori difficilement être augmentés, les prairies ayant atteint un niveau difficile à dépasser. L'enjeu serait alors davantage de voir comment augmenter le niveau de services non fourragers sans handicaper la quantité produite.

Dans ce travail, nous avons choisi de nous focaliser sur les services productifs des prairies, faute de temps pour pouvoir en aborder d'autres. En réalité, comme nous n'avons pas toujours d'information sur ce que l'éleveur récolte effectivement, nous parlerons de propriétés de l'écosystème (prairial) plutôt que de services.

Quelques études se sont plutôt attachées à comparer des régions différentes, pour comprendre plus globalement ce qui déterminait les niveaux de diverses propriétés des prairies, étudiées en nombre plus restreint.

L'étude de Michaud et al. (2012) porte sur les caractéristiques (ou traits) des communautés végétales, partant de l'hypothèse selon laquelle ces traits peuvent être directement reliés à des niveaux de services donnés. Les 178 prairies échantillonnées dans ce projet couvrent un gradient pédoclimatique très large ainsi que des modes de production variés. Les auteurs montrent que la teneur en matières sèches des feuilles (TMSF), le nombre d'espèces oligotrophes, le nombre d'espèces entomophiles et les dates de floraison sont déterminés par des facteurs très différents. En particulier, la TMSF, caractéristique a priori la plus associée à des services fourragers dans leur étude, est restée assez largement inexpliquée par les variables significatives ( $R^2$  de 31%). Le service de qualité résultant de cette caractéristique serait d'autant meilleur que les conditions de croissance sont optimales (bonne fertilité et fort ensoleillement) et que les conditions d'exploitation sont intenses (fort chargement instantané de la prairie). La composition botanique brute, vue au travers de classifications non supervisées sur la présence-absence ou l'abondance, paraît par contre relativement insensible aux modes de gestion pour une telle hétérogénéité de conditions, et est plutôt déterminée par le climat, puis par le sol.

Gardarin et al. (2014) se sont attachés à étudier un seul service potentiel : la digestibilité de l'herbe au pic de végétation. L'étude a montré que le trait fonctionnel de la flore le mieux associé à cette qualité était la TMSF. Ensuite, l'évapotranspiration potentielle (ETP) permettait en grande partie d'expliquer les différences entre sites. Deux dernières données complétaient significativement le modèle : l'intensité de perturbation et la proportion d'annuelles. Le service de qualité potentiel est alors meilleur quand les plantes de la prairie ont une faible TMSF. On trouve de bons niveaux de qualité dans les régions humides et fraîches (à ETP faible). Enfin, un fort niveau de perturbation conduit à

avoir une herbe bien digestible au pic de croissance, confirmant les résultats obtenus par Michaud et al. (2012) pour le chargement.

Ces études s'arrêtent bien souvent à des conclusions très statistiques, hiérarchisant les effets de différentes variables mais peu d'entre elles ont permis de fournir des pistes pour progresser dans le sens d'une intensification écologique de la gestion des prairies. Une des raisons en est simplement qu'on n'a pour l'instant pas vraiment trouvé de levier pour améliorer le service de production de manière « écologique ». Seule l'étude conjointe de plusieurs services a permis d'avancer significativement dans ce sens.

Ici, nous nous sommes focalisés sur un nombre plus restreint de zones géographiques, nous cantonnant à trois sites de montagne humide française, relativement homogènes climatiquement. Le nombre de parcelles échantillonnées à l'intérieur de chacun est par contre plus conséquent que dans les deux dernières études citées. On a à chaque fois plus de 20 parcelles étudiées qui nous permettent de balayer la diversité des modes de production de chaque région. Enfin, l'éventail des données explicatives prises en compte est particulièrement large. Comparativement aux deux dernières études citées, les données édaphiques et de pratiques utilisées sont globalement plus complètes et plus fines, grâce justement à la focalisation sur seulement trois secteurs d'étude, ce qui facilite l'homogénéisation des protocoles.

L'objectif de ce travail est donc de voir d'où viennent les différences de valeurs productives des agrosystèmes, et si les déterminants de la quantité et de la qualité de production sont communs entre nos trois régions. L'homogénéité ou l'hétérogénéité des réponses obtenues sur les différents sites devrait permettre de conclure quant à l'existence de logiques communes sur nos trois sites. Sinon nous essaierons de comprendre pourquoi : faut-il chercher des limites dans les données ou les méthodes utilisées ?

Cela se décline en une description, dans un premier temps, de l'hétérogénéité des conditions étudiées, du point de vue de la botanique et des conditions édaphiques.

Dans un second temps nous avons mené une analyse agro-écologique utilisant des modèles préétablis pour replacer notre jeu de parcelles dans un cadre préexistant. Ce cadre permet de diagnostiquer un niveau d'intensification de l'exploitation d'une parcelle grâce à l'interprétation de sa composition floristique. Cette interprétation est faite à partir d'un modèle, décrivant les trajectoires écologiques des prairies, et accordant des valeurs indicatrices aux espèces associées aux différents stades d'évolution. Cette étape nous mène également à discuter la cohérence des assemblages botaniques constatés.

Pour finir, nous avons modélisé deux propriétés de production des prairies : la quantité d'herbe récoltée en première fauche et la qualité de cette herbe vue au travers des matières azotées totales (MAT). Le but de cette modélisation exploratoire est, comme dans les études précitées, de repérer les principaux déterminants (qu'ils appartiennent à la flore au sol ou aux pratiques) de la fourniture de services fourragers.

Les résultats permettent de revenir sur la question de l'intensification écologique de la gestion des prairies dans le contexte des sites d'élevage de montagne humide.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Les sites d'étude

Les trois sites étudiés ont pour point commun de se trouver en milieu montagnard humide. Ce contexte général nous garantit une certaine homogénéité des conditions climatiques, bien que les terrains soient éloignés géographiquement les uns des autres. En dehors de cela, l'environnement paysager, les types de production et les altitudes échantillonnées sont assez différents et ont été synthétisées dans le Tableau 1.

**Tableau 1: Contextes variés des trois sites d'étude**

Élément de contexte	Vercors	Livradois	Pyrénées
Latitude / Longitude	45°07'N, 5°31'E	45°33'N, 3°29'E	42°57'N, 0°03'W
« Matrice » paysagère	Milieu naturel très boisé (70%). Utilisation agricole essentiellement en prairie. <sup>1</sup>	Milieu boisé (50%). Utilisation plus importante du territoire par l'homme avec les prairies, les cultures et les plantations. <sup>1</sup>	Milieu naturel ouvert (landes, pelouses, estives). Faible surface utilisée en parcellaire agricole (8%), essentiellement en prairies. <sup>1</sup>
Type de production dominant	Élevage laitier pour le bleu du Vercors.	Élevage de bovins pour la viande.	Élevage de bovins pour la viande.
Place des prairies dans les systèmes de production <sup>2</sup>	Problématiques de qualité en lien avec la production fromagère. Coopération de longue date avec le GIS Alpes du Nord : prise en compte de la diversité des prairies dans leur gestion.	Systèmes fourragers reposant majoritairement sur l'herbe mais incluant également des céréales produites sur l'exploitation. Importance assez faible accordée aux prairies permanentes (essentiel de l'échantillon) par rapport aux temporaires, gérées en association avec les cultures.	Prairies permanentes = première ressource alimentaire pour les animaux. Grande importance associée à celles-ci, encore plus à propos des prés de fauche. Production de maïs et méteil ensilage en parallèle pour servir de complément alimentaire.
Altitudes	Deux zones distinctes : - Gradient faible et moyenne altitude sur le plateau : 980-1200m. - Alpages : 1561-1632m.	Gradient faible et altitude basse : 690-880m.	Étagement altitudinal fort, avec trois « terroirs » distincts : - Plaine : 450-500m - Versant : 600-900m - Granges : 1060-1150m
Substrat géologique	Calcaire	Granite	Sols remaniés
Pluviométrie annuelle moyenne	1417 mm/an <sup>3</sup>	942 mm/an <sup>4</sup>	1588 mm/an <sup>5</sup>
Température	8,8°C <sup>3</sup>	8,5°C <sup>4</sup>	9,6°C <sup>5</sup>

<sup>1</sup> Lefebvre 2012

<sup>2</sup> Informations tirées de Dobremez and Gibon (2014) et de retours des chercheurs du projet

<sup>3</sup> Sur le plateau, Gos 2013 chapitre 4

<sup>4</sup> Station VetAgroSup de Saint-Genès-la-Tourette, période 2004-2008

<sup>5</sup> Relevés météorologiques 2013 de stations INRA, moyenne entre le Versant et les Granges



moyenne annuelle			
Effectif selon le mode d'exploitation	28 prairies fauchées 23 pâtures	25 prairies fauchées 13 pâtures	24 prairies fauchées 6 pâtures
Effectif selon le statut de la prairie	43 prairies permanentes 8 prairies temporaires	33 prairies permanentes 5 prairies temporaires	30 prairies permanentes

Ces contextes assez variés se traduisent par des logiques différentes dans l'échantillonnage des trois sites.

Pour les Pyrénées, les parcelles ont été choisies parmi une centaine de prairies précédemment étudiées (en 2003) dans un travail sur la colonisation par le frêne. Les 30 parcelles ici étudiées proviennent d'un échantillonnage stratifié selon la composition botanique des prairies. Chaque classe floristique a été représentée par un nombre proportionnel à leur représentativité (en nombre) dans le jeu de départ. A l'intérieur de chaque classe, les parcelles ont été choisies dans le but d'étudier des modes de gestion (pâturage unique, une ou deux fauches) et des contextes pédoclimatiques variés. Cette dernière condition est satisfaite par l'étude de parcelles de deux terroirs bien différents : le versant et les granges. Enfin, 4 parcelles de plaine gérées très intensivement ont été ajoutées pour compléter le gradient d'intensification, critère important dans le projet Mouve.

Le terrain Pyrénées est celui pour lequel les conditions climatiques sont les plus variables au sein de l'échantillon global comme on le voit dans le Tableau 2.

**Tableau 2 : Amplitude thermique et pluviométrie sur les trois terroirs pyrénéens**

	Plaine	Versant	Granges
Température	X	X + 2.8°C <sup>6</sup>	X + 5.9°C <sup>6</sup>
Pluviométrie annuelle	/	1456 mm/an <sup>5</sup>	1720 mm/an <sup>5</sup>

Dans le Vercors, toutes les parcelles du plateau ont été classées grâce à la typologie du GIS Alpes du Nord (Jeannin, Fleury, and Dorioz 1991) simplifiée pour ne retenir que des types facilement distinguables. Les prairies ont ainsi un code correspondant à leur mode d'utilisation, pâture exclusive ou prairie fauchée et à l'intensité de leur exploitation (graduée de 1 à 6 pour chaque cas). L'échantillonnage est ainsi stratifié selon le mode d'utilisation du sol et chaque type est représenté dans le jeu de parcelles final selon son importance en termes de recouvrement du territoire. Certains types étant très rares, seuls 8 types sont représentés dans le jeu de parcelles final.

En plus de cela, 9 parcelles d'alpages, pâturées uniquement l'été et gérées de manière très extensive, complètent le jeu de données.

Ces modes de gestion recouvrent des situations pédologiques variées. Le contexte climatique est par contre assez constant du fait de la faible amplitude altitudinale.

Dans le Livradois, les données utilisées sont issues de deux dispositifs de recherche différents. A Saint Genès la Tourette, les parcelles échantillonnées appartiennent à quatre exploitations suivies sur le long terme (10 ans) (Boisdon et al. 2009). Dans chacune, les parcelles de prairies ont été choisies pour leur fonction dans le système fourrager : alimentation du troupeau par la pâture, fauche précoce pour l'ensilage ou le foin ventilé, fauche tardive de foin séché au sol. Chaque parcelle échantillonnée représente une de ces trois fonctions dans une exploitation.

Les parcelles de Condat-lès-Montboissier ont été spécifiquement étudiées dans le cadre de la tâche 4 du projet Mouve. L'approche est différente puisque l'entrée est d'abord territoriale autour d'une zone d'étude ici la commune (Dobremez and Gibon 2014, chap.2). L'ensemble des prairies de la commune a été renseigné (usages, fonction, insertion dans le système technique de production) et catégorisé. Ces catégories renseignent le mode d'utilisation du sol, de manière assez analogue à ce qui a été fait dans le Vercors. L'échantillonnage a été stratifié selon ce critère ainsi que selon la distance de la parcelle au siège de l'exploitation.

<sup>6</sup> Calcul issu de relevés Météo France et de stations INRA

## 2.2. Les mesures et les inventaires botaniques

Les données proviennent de mesures de terrain, d'inventaires botaniques ou d'enquêtes réalisées chez les agriculteurs. Toutes celles-ci ont été synthétisées dans le Tableau 5. Beaucoup de variables résultent de calculs à partir de ces données brutes, essentiellement pour les inventaires botaniques. Pour mieux comprendre l'organisation des différentes campagnes de terrain, les calendriers adoptés sur chaque site ont été présentés en annexe 1.

### *Les mesures de conditions édaphiques et les calculs dérivés*

Les analyses de sol nous ont permis de récupérer toutes les données de base référencées dans le Tableau 5. Celles-ci sont issues de 5 prélèvements effectués dans des zones homogènes et représentatives de la parcelle étudiée. Les mesures concernent le premier horizon du sol, avec une limite de profondeur de 15 centimètres, en général accessible par prospection racinaire. L'essentiel des mesures a eu lieu en début de saison de végétation. Les mesures concernant les biomasses microbiennes ont, elles, eu lieu en pleine phase de pousse prairiale. La structure, quantifiée par la densité apparente du sol, a fait l'objet de mesures spécifiques, avec collecte de cinq échantillons sur la parcelle selon la norme ISO 11272 relative à la détermination de la masse volumique apparente sèche.

Des calculs ont été réalisés sur la base de ces données brutes :

- La quantité d'eau disponible a été extraite des données de texture grâce à l'application internet <http://staffweb.wilkes.edu/brian.oram/soilwatr.htm> créée par Roger Nelson. Les calculs se basent sur la publication de Saxton et al. 1986.
- Le rapport C/N, caractéristique déterminante de la qualité du substrat a été calculé. Le C considéré est le carbone organique du sol tandis que le N correspond à l'azote total.
- Le rapport Bactéries/Champignons (BFR) caractérise la composition microbienne du sol. Il se base sur l'abondance de résidus phospholipidiques (PLFA) typiques des bactéries ou des champignons. Le rapport entre les premiers et les seconds donne le ratio en question.
- La somme de tous ces PLFA donne la variable N microbien, quantifiant la biomasse microbienne globale du sol.

A noter que certaines données n'étaient pas disponibles dans le Livradois : la densité apparente, la capacité d'échange cationique, le phosphore du sol, le N microbien ainsi que le BFR.

### *Nutrition minérale de la prairie*

Les éléments minéraux (ici N, P et K) ont des comportements assez bien connus dans les couverts de graminées prairiales. Les équations de dilution décrivent l'évolution normale du couvert végétal (Salette and Huché 1991) :

$$(1): M = \alpha \times MS^{-\beta}$$

Où :

- M est la teneur en élément M du couvert végétal en %
- MS est la quantité de biomasse produite par la prairie en t/ha
- $\alpha$  est la teneur en azote dans la première tonne de MS
- $\beta$  est le coefficient de dilution

L'approche par les indices de nutrition cherche à évaluer la disponibilité des éléments dans le sol en mesurant les quantités accumulées dans le couvert. Pour chaque élément, l'idée est de rapporter sa teneur dans l'herbe récoltée à la teneur potentielle si on était en conditions nutritionnelles non limitantes vis-à-vis de ces éléments (Duru and Ducrocq 1997).

Nous avons mesuré les indices de nutrition de nos parcelles, en excluant la portion légumineuse, l'objectif étant d'avoir la disponibilité en N, P et K dans le sol.

L'échantillonnage consiste à récupérer, à la cisaille à gazon, toute la biomasse aérienne au-dessus de 3cm sur une surface totale de 1m<sup>2</sup> (4 x 0.25m<sup>2</sup> ou 10m x 10cm). La mesure se fait au stade végétatif,

lorsqu'on n'a pas encore d'organe reproducteur sur la plante. Cette biomasse est ensuite analysée pour obtenir son poids de matière sèche ainsi que les teneurs de l'herbe en azote, phosphore et potassium.

Cet indicateur caractérise donc à la fois la capacité du sol à fournir des minéraux au couvert, mais également les capacités du couvert à consommer ceux-ci. Et cette dernière propriété dépend beaucoup des conditions de croissance de la prairie, et des familles botaniques représentées. Principalement, les légumineuses ont la faculté de fixer par symbiose l'azote atmosphérique pour produire leurs protéines. Cette quantité d'azote qui se retrouve donc dans l'analyse d'herbe vient d'une source différente, qui n'est pas le sol. Dans un cas comme le nôtre où les proportions de légumineuses dans le couvert sont très variées, nous ne pouvons pas comparer les conditions nutritionnelles offertes par le sol sur la seule base d'un indice de nutrition global.

Dans le Vercors, les mesures avaient été réalisées uniquement sur la fraction non légumineuse du couvert végétal. Pour les autres terrains, il a fallu appliquer une correction afin de retrancher la part d'azote du couvert végétal pouvant provenir de la fixation par les légumineuses (Cruz et al. 2006). Contrairement à ce qui est préconisé dans cet article, la correction s'est basée sur une proportion vis-à-vis du recouvrement et non pas de la biomasse, non disponible. Il peut en résulter une sous-estimation globale des INN (et une surestimation globale des INP et INK) car si les légumineuses occupent souvent une surface importante, leur contribution à la biomasse totale est souvent moins forte (P.Cruz, communication personnelle).

Une correction semblable a été utilisée pour le phosphore et le potassium suivant la méthode proposée par Jouany et al. 2005.

### Les tableaux floristiques

Les méthodes utilisées sur les différents terrains sont assez différentes et sont décrites dans le Tableau 3. Elles ont toutefois pour point commun essentiel d'être exhaustives. Une synthèse très intéressante des méthodes existantes pour les inventaires botaniques a été réalisée dans l'article de Lavorel et al., 2008 et en distingue bien les intérêts relatifs.

**Tableau 3: Récapitulatif des méthodes d'inventaire botanique utilisées dans MOUVE**

Terrain	Méthode d'inventaire (illustrations en annexe)	
	Fréquences	Recouvrements
Pyrénées	Nombre de fois où une espèce est rencontrée sur 50 points alignés	
Vercors	Nombre de fois où une espèce est rencontrée sur 160 points, répartis au sein de 6 carrés	
Livradois, commune de Saint Genes	Nombre de fois où une espèce est rencontrée sur 40 points alignés	
Livradois, commune de Condat-lès-Montboissier		Méthode de Braun Blanquet : inventaire exhaustif et estimation de l'abondance

Toutes ces mesures ont été ramenées à une fréquence centésimale (Fs), analogue à un recouvrement de la parcelle étudiée, en pourcentage (Daget and Poissonet 1974). Les contributions spécifiques de présence (CSP), également définies dans cet article, ont été utilisées dans certains cas. Celles-ci mesurent la proportion du couvert global de la parcelle représentée par l'espèce E, et donc sa contribution au recouvrement total de la communauté végétale. A la différence des Fs, la somme de toutes les CSP donne obligatoirement 1.

Un travail important a consisté à uniformiser les noms scientifiques des espèces qui diffèrent souvent d'une flore ou d'une base de données à l'autre selon les progrès de la taxonomie. J'ai utilisé l'outil en ligne Tela Botanica comme référence commune pour la nomenclature sur les trois terrains.

Il aurait été intéressant de « nettoyer » le tableau floristique en essayant de clarifier la situation de tous les taxons seulement déterminés au genre (comme *Cerastium species* par exemple et plusieurs autres). Cela n'a pu être fait car jugé trop chronophage vu la taille du jeu de données et les connaissances et méthodes très diverses des botanistes impliqués dans le projet.

Pour finir, la question de la transformation des données semi-quantitatives obtenues par la méthode de Braun-Blanquet en recouvrement a été traitée de différentes manières dans la littérature ("La Méthode Phytosociologique Sigmatiste Ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne" 2011). J'ai choisi de retenir les simples médianes de chaque classe d'abondance. L'association est détaillée en annexe 3.

### Utilisation de trois approches pour exploiter les inventaires botaniques

Dans la littérature, plusieurs approches ont été développées dans le but d'extraire de ces inventaires un contenu informatif intéressant tout en simplifiant le format de la donnée. L'idée est de se rapporter à un nombre restreint de descripteurs de la communauté végétale, à partir des tableaux floristiques « espèces X relevés ». Nous en avons utilisé trois :

#### Les traits fonctionnels des végétaux

L'objectif de la première est de s'intéresser aux caractéristiques morphologiques, chimiques et phénologiques, des espèces, pour comprendre leur réponse aux conditions environnementales et aux pratiques ainsi que leur effet sur la valorisation possible de la prairie. Un gros intérêt de cette approche est de passer de la vision essentiellement descriptive d'une liste d'espèce, à une vision fonctionnelle, qui caractérise les propriétés globales de la prairie en termes de tailles des plantes, de dates de floraison, de teneur des feuilles en carbone, en azote (Lavorel et al. 1997)... Par ailleurs, on cherche à s'affranchir des pools floristiques régionaux, qui limitent par de simples barrières de dispersion ou d'adéquation à des conditions très particulières, la présence de certaines espèces. Ainsi, deux espèces aux traits proches mais vivant dans des régions totalement séparées (Pyrénées / Vosges par exemple) seront vues de la même façon au travers de l'approche « trait » alors que la différence était difficilement interprétable avec une vision descriptive.

Cette mesure a été effectuée de deux manières sur l'ensemble des parcelles du jeu de données :

- Dans le Vercors, les mesures ont eu lieu quelques jours avant la première utilisation de la prairie par les agriculteurs. Les protocoles mis en œuvre suivent les standards définis dans le manuel pratique de Cornelissen et al. (2003). Les mesures se basent sur la notion de population, qui désigne une espèce dans un milieu donné (Garnier et al. 2007). Pour les espèces dominantes, représentant en cumulé au moins 80% de la biomasse des prairies, une mesure est réalisée sur chaque population : une espèce peut être examinée plusieurs fois si elle se trouve dans plusieurs types de prairies. La hauteur végétative est mesurée sur vingt individus de la population, et les autres traits : teneur en matière sèche des feuilles, teneur en azote, phosphore et carbone des feuilles sont mesurés sur dix individus. L'estimation de la date de floraison est réalisée sur les graminées, pour lesquelles le stade phénologique était déterminé une fois par semaine sur les prairies comme l'état dominant de la population de l'espèce. Cette donnée a été transformée en degrés jours à partir des données de la station Météo France 38021001 d'Autrans, afin d'avoir une grandeur comparable avec d'autres terrains et plus parlante. Ensuite, suivant l'hypothèse des ratios de biomasse (Grime 1998), une moyenne des traits à l'échelle de la communauté végétale a été calculée, en pondérant chaque valeur de trait spécifique par la portion de la biomasse totale représentée par celle-ci.
- Pour les Pyrénées et le Livradois, aucune mesure directe des traits spécifiques n'a été réalisée lors de la campagne de terrain. Nous avons donc récupéré les valeurs de traits spécifiques dans une base de données établie à Ercé, en Ariège, dans le cadre du projet VISTA. On considère alors que les valeurs de traits peuvent être extrapolées en dehors du contexte pédoclimatique strict de prélèvement. Si les conditions des Pyrénées Centrales peuvent sembler très proches,

celles du Livradois ne le sont peut-être pas tant. Toutefois, n'ayant pas pu récupérer la base de données intégrale du Livradois, nous nous sommes contenté de celle de l'Ariège. Les traits ont été agrégés de la même manière à l'échelle de la communauté.

La littérature montre cependant que les valeurs de traits ne peuvent pas être vues comme des caractéristiques intrinsèques des espèces, valables en toutes conditions. Garnier et al. (2007) distinguent deux types de traits, certains étant très sensibles au mode de gestion, d'autres étant relativement stables. La plupart des traits étudiés ici : hauteur végétative, teneur en azote et en phosphore des feuilles ainsi que la date de floraison font partie de la première catégorie. Lavorel et al. (2008) précisent que si les mesures de traits sont en général effectuées sur des populations, décrites plus haut, l'utilisation des bases de données ne récupère souvent que la moyenne au niveau de l'espèce, ce qui est notre cas. Ils précisent également que la hauteur des plantes et les teneurs en éléments dans les feuilles sont particulièrement sensibles à l'environnement. Contrairement à ce qui est préconisé dans cette publication, aucune étude, même rapide, n'a été réalisée pour vérifier l'ordre du classement des espèces de la base de données sur le terrain. Enfin, leur étude semble montrer une bonne stabilité de la valeur de trait spécifique à l'intérieur d'un environnement relativement stable, en l'occurrence dans le Lautaret.

Nous avons donc moyenné les valeurs populationnelles pour retomber au niveau de l'espèce. Pour cela, nous supposons que les parcelles de gestion différentes ont des compositions suffisamment différentes pour que les variations interspécifiques jouent davantage dans la moyenne pondérée finale que les variations intraspécifiques. Cette hypothèse est étayée par le fait que les modes de gestion sont en général constants depuis plusieurs années, et donc que la flore a en général eu le temps de se mettre en équilibre avec cette gestion.

### Les types fonctionnels de poacées

La seconde approche, dérivée de la première, se focalise sur les traits des poacées à l'intérieur d'une prairie. Cette famille botanique est en général dominante sur nos parcelles et on considère que le reste de la flore possède des valeurs de traits cohérentes avec ceux des graminées du fait du filtrage fonctionnel de la communauté. Par l'étude, en conditions contrôlées, de six traits particulièrement liés aux fonctions de l'agrosystème, l'équipe de l'UMR AGIR a réalisé une classification des poacées en six groupes aux stratégies écologiques distinctes (Cruz et al. 2010). Parmi ces traits, deux concernent la réponse d'une espèce à des conditions environnementales données : la teneur en matière sèche des feuilles ainsi que la surface spécifique foliaire. Les quatre autres sont davantage connues pour conditionner les possibilités d'usage de la prairie : la durée de vie des feuilles, leur résistance à la cassure, la date de floraison et la hauteur maximale de la plante. Cette typologie a été complétée par une classe supplémentaire regroupant toutes les annuelles, notée E (Farrugia et al. 2010). On peut retrouver la liste des espèces considérées dans chaque type en annexe 2. Dans ce travail, nous nous sommes limités à l'étude des proportions en types de poacées, et à leur diversité. Celle-ci est mesurée par un indice de Simpson appliqué aux six types fonctionnels :

$$DF = 1 - \sum_{type\ fonctionnel\ i} p(i)^2 \text{ où } p(i) \text{ est la proportion de la biomasse de poacées référencées représentée par le type fonctionnel } i.$$

### Les données de bio-indication

La dernière approche consiste à utiliser la valeur indicatrice des espèces qui composent une communauté prairiale vis-à-vis de caractéristiques du milieu ou des pratiques de gestion. Ce type de méthode, reprenant les principes de la phytoécologie est utilisé depuis longtemps que ce soit dans le domaine forestier ou des prairies permanentes (Plantureux 1996). Le modèle que nous avons choisi d'utiliser a ordonné des espèces ainsi que des communautés végétales entières (les relevés) selon deux grands gradients structurants s'avérant être respectivement très liés à des caractéristiques de fertilité du sol et de niveau d'utilisation (Balent 1991). Un des résultats est ainsi l'obtention de valeurs déterminant les exigences intrinsèques d'espèces prairiales vis-à-vis de ces deux paramètres fondamentaux.

La qualité d'un modèle cherchant à établir de telles valeurs indicatrices repose sur deux principes : l'exhaustivité de l'échantillonnage vis-à-vis des facteurs étudiés et la comparaison d'un ensemble de relevés où la flore est en équilibre dynamique avec le milieu et les pratiques (Balent et Alard en préparation). Pour satisfaire à cette deuxième condition (i.e. la plus difficile à satisfaire), l'auteur s'est servi de conditions propices rencontrées au début des années 80 dans les Pyrénées centrales où la dynamique de changement d'affectation des terres (champs en prairies de fauche, prairies de fauche en pacage, etc.) se faisait très lentement dans un laisser-faire généralisé. La fertilité évoluait au gré du processus de lessivage et l'intensité d'utilisation au gré du choix des troupeaux pâturent librement l'ensemble des parcelles (d'octobre à juin) en fonction de leur appétabilité. C'est dans ce contexte que l'auteur de l'étude a réalisé un plan d'échantillonnage visant à croiser l'ensemble des conditions observables sur deux gradients importants a priori : la gestion passée et le niveau d'utilisation au moment de l'étude. Cela s'est traduit en l'inventaire de champs récemment abandonnés, en début d'évolution vers des prairies, jusqu'à des prairies très anciennes peu fertiles et peu utilisées par les animaux.

Par analyse factorielle des correspondances (décrite plus précisément page 21), les 70 parcelles et les 223 espèces ont pu être classées réciproquement sur les deux gradients les plus structurants. La modélisation de ces deux principaux axes a effectivement démontré une très bonne corrélation avec les données de fertilité et d'utilisation des prairies. 87% de la variance du premier axe est portée par les indices de nutrition en Phosphore et en Potassium et 51% de la variance de l'axe 2 est expliquée par la quantité de biomasse prélevée par les ruminants dans l'année sur la prairie. Ainsi, les coordonnées des espèces sur ces deux axes peuvent être vues comme des estimations de leurs exigences intrinsèques au regard de la fertilité et du niveau d'utilisation.

Nous avons utilisé ce travail de départ pour caractériser nos parcelles le long de ces deux gradients. Nous les avons projetées dans l'AFC de départ, en « relevés supplémentaires », utilisant la fonction *suprow* de R. Il a ensuite suffi de récupérer les coordonnées résultant de cette projection. L'idée est simplement de placer une parcelle à la moyenne des caractéristiques écologiques des espèces qu'elle contient, en pondérant chaque espèce par son abondance relative dans la parcelle. Le passage de cette simple moyenne pondérée à la coordonnée réelle se fait par division par la racine de la valeur propre de l'axe, caractérisant la qualité de l'ordination selon celui-ci. Dans le même temps, on calcule la variance associée, représentant la diversité des espèces que contient le relevé vis-à-vis du gradient étudié (en pondérant, toujours, par l'abondance relative des espèces dans le relevé étudié). Cette démarche, initiée dans CHESSEL, LEBRETON, and PRODON 1982 est détaillée dans l'article de THIOULOUSE and CHESSEL 1992.

Ce calcul de variance est réalisé grâce à la fonction *sco.distri* de R (package *ade4*). C'est l'écart-type qui a ensuite été retenu pour qualifier la dispersion intra-parcellaire des caractéristiques des espèces. C'est cette grandeur qui représente de la manière la plus intelligible ce qu'on souhaite caractériser, la variance étant seulement un moyen de l'obtenir mathématiquement. Conserver celle-ci introduirait un biais qui n'a pas lieu d'exister dans la comparaison des parcelles puisque la fonction carré n'est pas linéaire. Ceci est rarement considéré dans les études de diversité fonctionnelle mais m'a semblé important.

Ce diagnostic permet d'avoir une idée de l'exploitation plus ou moins intense des prairies grâce à la décorrélation de caractéristiques de fertilité (très liée à la production) et d'utilisation. L'utilisation de diversités factorielles pour des caractéristiques de ce type, qui ont une signification agronomique claire, donne des informations pertinentes sur l'état écologique des parcelles. Une parcelle présentant des diversités factorielles faibles contient des espèces qui ont des exigences proches vis-à-vis des facteurs considérés. L'assemblage botanique peut ainsi être jugé plus cohérent pour ces gradients. Une forte cohérence indique a priori que la communauté végétale est stable peu perturbée au sens écologique et résultant de pratiques régulières en nature, fréquence et intensité au cours du temps. On peut également penser qu'une telle communauté sera plus résiliente, c'est-à-dire qu'elle pourra faire face à des modifications de pratiques ou d'environnement sans perdre ses fonctions essentielles. A l'inverse, une communauté très diverse du point de vue écologique présente a priori des risques d'être déstabilisée à chaque modification de pratique (Balent, Duru, and Magda



1993). Un danger est d'avoir des disparitions d'espèces par exemple, qui n'avaient pas tellement leur place dans la prairie au vu de leurs exigences agronomiques, ou de forts affaiblissements de populations. En conséquence, de fortes variations dans les services (productifs ou non) risquent d'être observées entre années, ou après une modification de conduite agronomique par exemple. Alors que les premières prairies sont a priori robustes et bien en adéquation avec le contexte agronomique et pédoclimatique, les secondes sont probablement plus vulnérables à toute perturbation.

### ***L'intensité de fertilisation et d'exploitation, la synchronisation de la récolte avec le rythme de pousse de la prairie***

Pour chaque terrain, nous avons traduit les enquêtes en quantité d'éléments minéraux (N, P et K) apportés à la prairie (évaluations), via des engrais minéraux ou des engrais de ferme. La teneur des différents effluents en éléments minéraux provient de l'ouvrage « Fertiliser avec les engrais de ferme » (Collectif 2001). Les autres variables brutes relatives à l'intensité des pratiques sont précisées dans le Tableau 5.

Outre l'intensité, considérer l'aspect temporel de l'exploitation est primordial. On sait que la teneur du couvert végétal en nutriments décroît au cours du printemps et que la biomasse totale accumulée atteint un palier au bout d'un certain temps et finit même par diminuer par la sénescence de certains organes. L'évolution de la quantité et de la qualité produite est contrastée selon la prairie. Certaines ont des caractéristiques qui varient brusquement, les rendant peu souples pour l'exploitation ; d'autres varient lentement et peuvent ainsi être exploitées sur une plus grande période (Duru et al. 2010). La question principale qui se pose alors à l'agriculteur est : comment ajuster la date de récolte à la phénologie des parcelles ? Un paysan doit en effet gérer en même temps des prairies qui arrivent à maturité à des périodes différentes, plus ou moins souples et faciles à récolter. Par ailleurs, la météo est le paramètre prépondérant qui contraint le moment de la fauche. Ainsi, connaître le décalage existant entre cette opération et le moment optimal de récolte indiqué par les plantes permet d'intégrer les différentes contraintes gérées par l'agriculteur au moment de la récolte. Concrètement, la variable en question correspond à la soustraction entre la date de fauche et la date de floraison moyenne pondérée de la prairie (en somme de températures). Il semble plus pertinent de considérer un tel décalage plutôt qu'une simple date de fauche, puisque celle-ci n'intègre pas le rythme de production contrasté des prairies d'une même exploitation (Boisdon et al. 2009).

Dans le cas du Vercors, la date de premier prélèvement est connue avec une bonne précision (à quelques jours près).

Pour le Livradois, on sait seulement que la fauche a globalement eu lieu « dans la quinzaine suivant les inventaires » ce qui est évidemment très vague. Les variations de temporalité d'exploitation relèvent donc essentiellement de la variabilité de la date de floraison, dépendante de la composition de la prairie. Grâce à des informations complémentaires, nous avons tout de même pu séparer deux lots de prairies selon leur date approximative de fauche. Quoiqu'il en soit, sur ce terrain, la variable de temporalité n'intègre pas finement la gestion de l'agriculteur.

Enfin, dans les Pyrénées, la date de fauche n'étant pas connue avec précision malgré les enquêtes, nous avons moyenné les dates de fauche par terroir (plaine / versant / granges). Pour cela nous avons utilisé les cahiers d'enregistrement de 2010 des paysans concernés, bien que ça ne soit pas l'année exacte des expériences. Les prairies d'un terroir donné étant fauchées à peu près à la même date, le fait de réaliser une moyenne paraît raisonnable. Par ailleurs, cela permet d'avoir des dates de fauche (en sommes de températures toujours) relativement affinées dans la mesure où le calcul intègre des corrections altitudinales de température et donc les décalages phénologiques réels. Les données sont indiquées dans le Tableau 4, et sont proches de celles indiquées par Noirault (2012).

Tableau 4 : Estimation des dates de fauche dans les trois terroirs pyrénéens

Terroir	Date de fauche estimée	Somme de températures	Indication
		moyenne associée	mémoire A.Noirault
Plaine	03/06	1285 °C.jours	Début Juin
Versant	27/06	1445 °C.jours	Mi Juin
Granges	19/07	1432 °C.jours	Début Juillet

### Les propriétés de l'écosystème

Deux propriétés ont été retenues dans ce travail : la quantité d'herbe produite en première fauche ainsi que la qualité, en termes de teneur en éléments minéraux. Ces deux propriétés sont liées à la valeur de production et nous ont paru primordiales dans le cadre d'une étude des services fournis par les prairies à l'élevage.

#### La quantité de biomasse fournie en première fauche

Dans le Vercors, cette donnée a été estimée grâce à des mesures de hauteurs d'herbe. Quatre-vingt points de mesure ont été pris pour chaque prairie. Le but est d'avoir une idée de la hauteur à partir de laquelle la lumière est réellement filtrée par le couvert végétal. Cette hauteur correspond à une certaine résistance à l'aplatissement et est évaluée à la main, par la sensation d'être arrêté par la biomasse dominante.

Une régression entre hauteur mesurée et biomasse réelle a été calibrée sur douze quadrats par parcelle en 2010, et comparée à des mesures similaires réalisées sur une large gamme de prairies et pelouses au Lautaret entre 2007 et 2009. Ainsi, les hauteurs moyennes par prairies sont traduites en quantité de biomasse produite.

L'estimation a été faite quelques jours avant la première utilisation de la prairie par l'éleveur, que celle-ci soit une mise à l'herbe des animaux ou une première coupe.

Dans le Livradois, nous avons utilisé la même mesure que celle réalisée pour calculer les indices de nutrition. Elle résulte donc de la coupe de toute la biomasse au-dessus de 3cm sur quatre quadrats de 0.25m<sup>2</sup> représentatifs de la diversité de la prairie, puis d'une moyenne sur ces quatre mesures. Ici, l'échantillonnage de l'herbe a été effectué « dans la quinzaine précédant la fauche ». La campagne de terrain avait été limitée à deux jours début juin pour des causes de disponibilité des botanistes, venus des Pyrénées pour certains. En conséquence, l'échantillonnage n'a pas pu être calé finement avec l'utilisation de la parcelle. Sachant que toutes celles-ci sont à des altitudes voisines, on peut toutefois supposer que leur fauche ait lieu à des dates assez proches. Cette hypothèse conduit à simplifier la réalité puisqu'on sait que certaines parcelles sont utilisées plus précocement que d'autres malgré cette uniformité phénologique (pour de l'ensilage par exemple), sans avoir de précisions supplémentaires (I.Boisdon-Roquefeuil, communication personnelle). L'écart entre date d'échantillonnage et de coupe par l'agriculteur est donc malheureusement fluctuant sur tout ce terrain. Une autre conséquence de ce protocole est d'empêcher l'analyse des pâtures exclusives. En effet, ces parcelles étant utilisées plus tôt dans la saison, les chercheurs ont souvent effectué les mesures après l'entrée des animaux. Si on peut imaginer utiliser les données issues des inventaires botaniques, il est par contre impossible de retenir une valeur de biomasse qui soit un minimum fiable.

Dans les Pyrénées, les mesures de biomasse effectuées pour la mesure des indices de nutrition étaient malheureusement inutilisables pour estimer sérieusement une quantité d'herbe fournie. La raison principale étant le temps séparant la date de collecte au stade végétatif (autour du 24/04 pour la moitié des parcelles) de la date de fauche (à partir de mi-juin environ). La variabilité de cet écart, ainsi que l'imprécision portant sur la date de fauche nous ont conduit à chercher une autre solution.

Nous avons choisi de travailler avec une autre donnée disponible : l'estimation du rendement des parcelles par enquêtes auprès des agriculteurs. Ce rendement avait été estimé sur la base du nombre de bottes de foin extraites de la prairie par le paysan, du poids (en matière sèche) de chacune de ces bottes, et de la surface de ladite prairie (Noirault 2012). Dans ce travail, les quantités récoltées



lors des différentes fauches (printemps et éventuellement regain) n'avaient pas été distinguées. Nous avons donc repris des cahiers d'enregistrement de 2010 pour estimer la part de la biomasse annuelle récupérée au printemps pour les prairies faisant l'objet de deux fauches :

$$MS(\text{printemps}) = M_{\text{Stot}} \times \frac{\text{nombre de bottes récupérées au printemps 2010}}{\text{nombre de bottes totales récupérées en 2010}}$$

où MS représente la quantité de biomasse (matière sèche).

Des estimations avaient également été réalisées sur les pâtures en fonction du nombre de bêtes, de leur consommation journalière estimée ainsi que du nombre de jours de pâturage. La donnée étant toutefois d'une toute autre nature que celles présentées précédemment, nous avons décidé de ne pas inclure ces pâtures exclusives lors de la modélisation des propriétés de l'écosystème. Une des différences importantes porte sur le mode de prélèvement par les animaux, très différent d'une fauche. Selon la durée et l'intensité de pâturage, la prairie est dans un état plus ou moins consommé à la fin, alors que par fauche, on sait qu'il ne reste presque plus de biomasse sur pied. En outre, la consommation des animaux estimée de cette façon comprend une certaine proportion d'herbe qui aura poussé pendant la période de pâturage.

### La teneur en matières azotées totales en première fauche

Le protocole est commun aux trois terrains : 1m<sup>2</sup> de végétation a été prélevé sur chaque parcelle. Les échantillons ont ensuite été séchés pendant 72h à 60°C, puis broyés (grille de 0.5mm) et enfin analysés par spectrométrie proche infra-rouge.

Dans le Vercors, l'échantillon a été récolté sur une bande de 10cm x 10m. Surtout, la mesure a eu lieu au même moment que l'estimation de biomasse et que les autres analyses de la prairie. Cela permet d'avoir une valeur de qualité d'herbe juste avant la première utilisation par l'agriculteur.

Dans le Livradois, c'est le même échantillon que celui utilisé pour la mesure de biomasse qui a été analysé. On a donc encore une fois une limite sur cette mesure : on ne sait pas comment la prairie aura évolué entre le prélèvement et l'utilisation effective par l'agriculteur. Il est possible que les valeurs de MAT aient en fait fortement évolué, en deux semaines environ. Notamment, on sait que les courbes de dilution des minéraux au sein du couvert végétal peuvent être très différentes entre prairies. Il est donc tout à fait possible qu'au cours de la période précédant la fauche, les classements des prairies soient modifiés en termes de MAT, comme il est illustré sur la Figure 1.

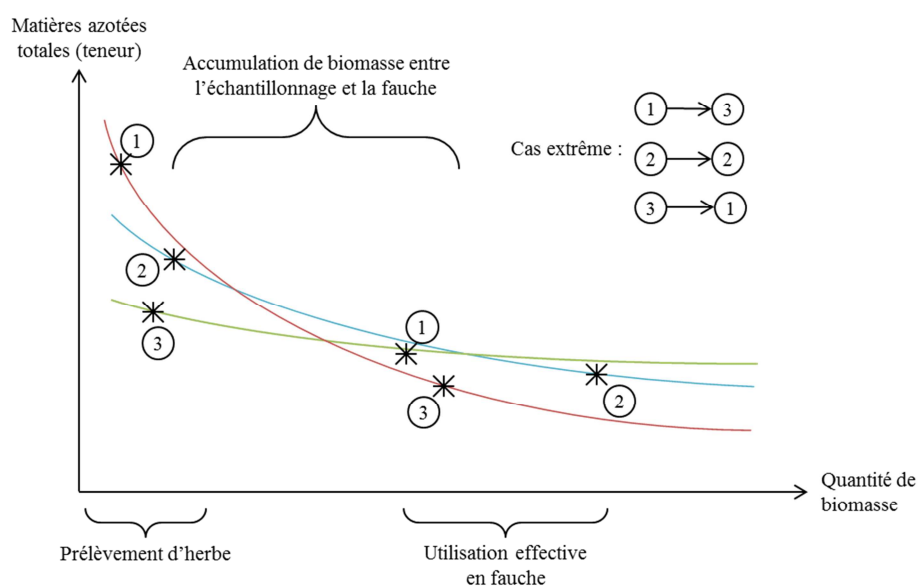


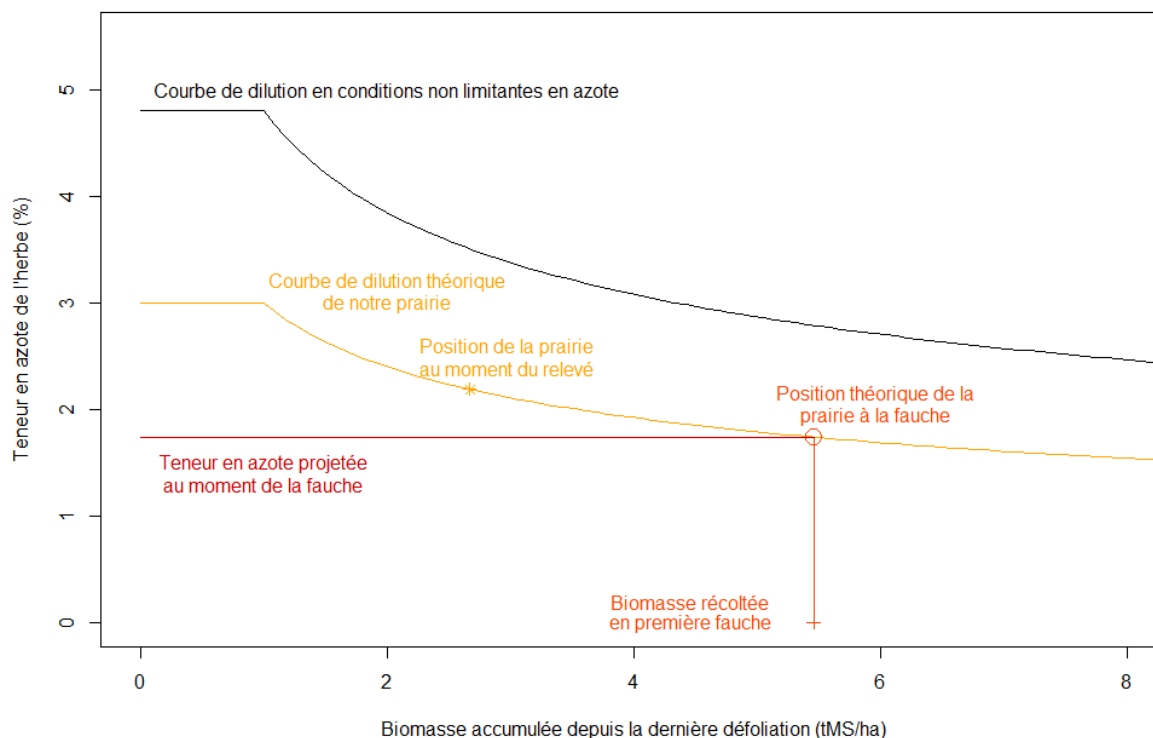
Figure 1: Évolution de la MAT au cours du temps et imprécision potentielle due à l'écart aléatoire entre la mesure et la fauche

C'est un cas extrême qui a été présenté, mais si l'on sait que les courbes de dilution peuvent avoir des formes variées, il est par contre difficile de savoir si les évolutions en cours de printemps peuvent conduire à de telles imprécisions. Launay et al. 2011 précisent par exemple que la teneur en MAT d'une prairie au printemps diminue d'environ 12 g de N / kg de MS pour 100°C.jours, ce qui correspond environ à une semaine début juin. En comparaison, l'écart-type des MAT mesurées dans le Livradois est de 25 g de N / kg MS. L'évolution de la MAT en une semaine début juin est donc de l'ordre de grandeur de la dispersion moyenne des mesures de MAT. La fauche ayant simplement lieu « dans la quinzaine » suivant la mesure, il y a donc des risques pour que le classement de certaines parcelles soit effectivement erroné par rapport à ce qui est réellement récupéré en fauche.

Dans les Pyrénées, la mesure utilisée est celle qui a permis de calculer les indices de nutrition. Comme il est précisé à propos de la quantité de biomasse, le gros problème est l'écart temporel qui existe entre le relevé et la fauche. Cette fois-ci nous n'avons pas pu récupérer d'informations par ailleurs permettant d'avoir une meilleure estimation de la qualité du fourrage.

Nous avons donc décidé de réaliser une approximation très grossière, consistant à dire que les courbes de dilution de toutes nos parcelles étaient parallèles. Cette approximation a consisté en pratique à prendre un coefficient de dilution égal à 0.32 dans l'équation (1), page 11, comme pour la courbe de dilution potentielle en conditions non limitantes (Salette and Huché 1991).

La biomasse de référence pour estimer notre MAT (Figure 2) est celle qui a été retenue pour l'analyse de la biomasse, c'est-à-dire celle issue d'enquête auprès des éleveurs.



**Figure 2: Estimation de la teneur en N des prairies pyrénéennes sur la base des données disponibles. La logique se lit en allant du jaune au rouge.**

Une dernière étape consiste à passer de cette teneur en N aux matières azotées totales, en multipliant simplement par 6,25.

L'estimation décrite ici résiste encore moins à la critique émise au paragraphe concernant le Livradois dans la mesure où l'écart temporel entre la mesure et la fauche est encore plus long.

## Synthèse des variables retenues

Le Tableau 5 résume les différentes variables considérées dans ce travail, en intégrant des commentaires ainsi que l'unité de mesure pour les variables quantitatives ou les modalités quand la variable est un facteur.

Tableau 5: Liste des variables considérées dans ce travail

Enquête	Calculs à partir d'enquêtes	Mesure	Calculs à partir de mesures	Calculs à partir de la composition floristique
Type de variable	Variable		Précisions et unités de mesures	
Les pratiques agricoles	Nombre annuel d'utilisations			
	Pratique de déprime		Oui / non	
	Présence / absence de fertilisation minérale		Oui / non	
	Fertilisation minérale	N	kg/ha	
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>		
		K <sub>2</sub> O		
	Présence / absence de fertilisation organique		Oui / non	
	Fertilisation en engrais de ferme	N	Azote total apporté par engrais de ferme kg/ha	
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg/ha	
		K <sub>2</sub> O		
Écart entre la fauche et la date de floraison de la prairie		°C.jours		
Conditions édaphiques	% Argile		Proportions granulométriques	
	% Limon			
	% Sable			
	pH		Sans unité	
	Densité apparente		g/cm <sup>3</sup>	
	Eau disponible		Caractéristique de la capacité de rétention en eau des sols cm <sup>3</sup> d'eau/cm <sup>3</sup> de sol	
	Indices de nutrition	N	Estimation, au vu des caractéristiques de prélèvements d'herbe, des propriétés nutritionnelles du sol. % par rapport aux conditions non limitantes	
		P		
		K		
	Capacité d'échange cationique (CEC)		Représente la capacité du sol à fixer des cations, sur les complexes argilo-humiques. cmol de charges positives/kg de sol	
	Phosphore Olsen		Quantité de Phosphore (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) présente dans le sol, mesurée par la méthode Olsen. g de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /kg de sol	
	Matière organique		Mesure par la méthode de la perte au feu g/hg de sol ou %	
	Azote total		Somme de toutes les formes (minérales et organiques) d'azote dans le sol par la méthode Dumas. g de N/kg de sol	

	C/N	Ratio couramment utilisé pour évaluer la vitesse de minéralisation du carbone organique.
	Azote microbien	<i>mg / g de sol sec</i>
	Rapport bactéries / champignons	Ratio utilisé comme indicateur de la vitesse de minéralisation également.
Descripteurs de la communauté végétale	Hauteur végétative	Hauteur moyenne de la prairie au stade végétatif <i>cm</i>
	Teneur en matières sèches des feuilles	<i>mg de feuille sèche / g de feuille sèche</i>
	Teneur en azote des feuilles	<i>mg de N / g de feuille sèche</i>
	Teneur en carbone des feuilles	<i>mg de C / g de feuille sèche</i>
	Teneur en phosphore des feuilles	<i>mg de P / g de feuille sèche</i>
	Proportion de graminées de type A	Espèces de milieux fertiles, plutôt de petite taille, à phénologie très précoce <sup>7</sup>
	Proportion de graminées de type B	Espèces de milieux fertiles, d'assez grande taille, à phénologie moyennement précoce <sup>7</sup>
	Proportion de graminées de type b	Espèces préférant les milieux relativement fertiles mais à phénologie tardive <sup>7</sup>
	Proportion de graminées de type C	Espèces de petite taille, typiques de pacages maigres à phénologie moyennement précoce <sup>7</sup>
	Proportion de graminées de type D et d	Espèces typiques de milieux peu fertiles, de taille moyenne, très tardives <sup>7</sup>
	Proportion de graminées de type E	Toutes espèces annuelles confondues
	Souplesse d'utilisation de la prairie	Diversité (indice de Shannon) en types fonctionnels de graminées.
	Niveau de fertilité bio indiqué	Estimation de la fertilité de la parcelle selon les espèces qu'elle contient et leurs abondances relatives
	Niveau d'utilisation bio indiqué	Estimation de l'utilisation de la parcelle selon les espèces qu'elle contient et leurs abondances relatives
	Intensité d'exploitation de la prairie bio indiquée	Estimation d'une intensité d'exploitation grâce en ramenant le niveau d'utilisation à une utilisation potentielle

## 2.3. Méthodes d'analyse de données

### Analyse descriptive du tableau floristique

Pour limiter l'influence trop importante des pools régionaux d'espèces, et d'éventuelles erreurs de détermination, les espèces présentes dans moins de trois parcelles ont été supprimées. Cette manipulation réduit drastiquement le nombre d'espèces, de 313 à 195. Ceci laisse penser que beaucoup d'espèces étaient très locales.

Le tableau d'inventaires botaniques résultant a été décrit par analyse factorielle des correspondances (AFC). La méthode permet d'avoir une ordination réciproque des espèces et des relevés optimale dans le sens où toute interversion entre lignes ou colonnes du tableau espèces-relevés ainsi réordonné diminuerait la corrélation globale. D'autre part elle est intéressante par son caractère objectif, dans la mesure où on ne part pas d'une ordination « a priori », ni des espèces ni des relevés

<sup>7</sup> Cruz et al. 2010

(Prodon and Lebreton 1994). L'opération permet d'avoir à la fois une variance intra-spécifique et intra-relevé minimale (ainsi donc qu'une variance inter-spécifique et inter-relevé maximale). En fait, ni l'une ni l'autre n'est réellement minimale, c'est un compromis entre les deux qui est trouvé par cette ordination réciproque.

### *Analyse descriptive des conditions édaphiques*

Les conditions édaphiques intrinsèques : texture, disponibilité en eau, N total, MO, pH et C/N ont été décrites par une méthode multivariée. Les autres données, indisponibles dans le Livradois, n'ont pas été intégrées à cette analyse afin de pouvoir comparer les résultats entre terrains. Cette fois-ci, le tableau de données est fondamentalement différent : il s'agit non plus d'un tableau de contingence mais d'une liste de variables quantitatives. Nous avons ici choisi de réaliser une analyse en composantes principales (ACP). Cette méthode permet de faire une description synthétique des variations et interrelations des variables étudiées. L'idée est de remplacer celles-ci par un petit nombre de « composantes principales » (ici trois), indépendantes les unes des autres, tout en perdant le moins d'informations possible à propos de la description du jeu de parcelles. La signification des axes a été interprétée visuellement, sans modélisation.

Nous avons dans un premier temps normé notre tableau dans l'objectif d'accorder le même poids à chacune des variables. Cette opération est adaptée à notre situation car notre tableau de données mélange des grandeurs d'unités très différentes et aux domaines de variation incomparables. Dans un second temps, nous avons ajouté à cette représentation une projection, en variables supplémentaires, des indices de nutrition et de l'altitude. Les indices de nutrition sont d'une autre nature que les variables précitées puisqu'ils sont beaucoup plus sensibles aux pratiques agricoles et aux conditions de pousse de l'année. L'idée n'est donc pas de les faire intervenir directement dans les résultats de l'analyse mais de voir comment les conditions nutritionnelles des prairies se comportent à l'intérieur du cadre « robuste » défini par l'ACP. Notamment, nous cherchions à voir si ces propriétés nutritionnelles étaient particulièrement associées à certaines conditions édaphiques, ou si les comportements étaient plus aléatoires.

### *Approche par bio indication pour la description agronomique des parcelles*

Un grand intérêt du modèle de départ est de décorréliser les données de fertilité et d'utilisation, souvent confondues quand on parle d'intensification. Nous nous sommes donc servis de cette propriété pour effectuer une comparaison de nos parcelles du point de vue de leur utilisation agronomique. Nous avons donc tenté d'interpréter les positions relatives des parcelles inventoriées dans le projet MOUVE. En plus de cela, l'analyse du positionnement des parcelles du modèle initial effectué par G.Balent (Balent 1991), nous fournit des clés pour comprendre le positionnement absolu des prairies du projet MOUVE. Sur cette base, nous avons émis des hypothèses quant à leur dynamique d'évolution, quant à la durabilité de leur exploitation.

Dans l'optique de ressortir de ce travail un indicateur de l'intensité de l'exploitation, le niveau d'utilisation des prairies de notre jeu de données a été ramené au niveau maximal d'utilisation soutenable prédit par le modèle de référence. Pour cela nous avons, « à l'œil », défini un cadre, dans le plan fertilité-utilisation, à l'intérieur duquel le mode de gestion est considéré comme durable. Les prairies qui sortent de cette zone présentent des risques de surutilisation (apparition de sol nu, développement d'annuelles en abondance) ou à l'inverse d'enfrichement (colonisation par les arbustes, par le frêne par exemple).

La détermination de cette limite haute a impliqué de construire un modèle composé de quatre portions (Figure 3) :

- Une première où le prélèvement sur la prairie peut être augmenté lorsqu'il y a augmentation de fertilité.

Nous avons ici cherché l'équation de la droite de régression passant par les 7 parcelles situées à l'extrémité haute du nuage de points.

- Une seconde où l'augmentation de fertilité n'est plus directement corrélée à une augmentation d'utilisation potentielle. On a une partie de la fertilité qui n'est pas utile à la croissance. J'ai ici utilisé les coordonnées de 8 parcelles situées à l'extrémité supérieure dans toutes les zones pour trouver une équation de parabole satisfaisante, décrivant bien l'enveloppe visuelle.
- Une troisième où augmentation de fertilité n'a plus aucun effet sur le niveau de prélèvement possible. La droite horizontale a simplement été raccordée à la précédente.
- Une quatrième, non explorée par les travaux de définition des valeurs bioindicatrices des espèces : aucune parcelle ne se trouvait utilisée en tant que prairie avec un tel niveau de fertilité. On ne connaît donc pas le comportement de la courbe d'utilisation potentielle dans ces conditions (partie en pointillés).

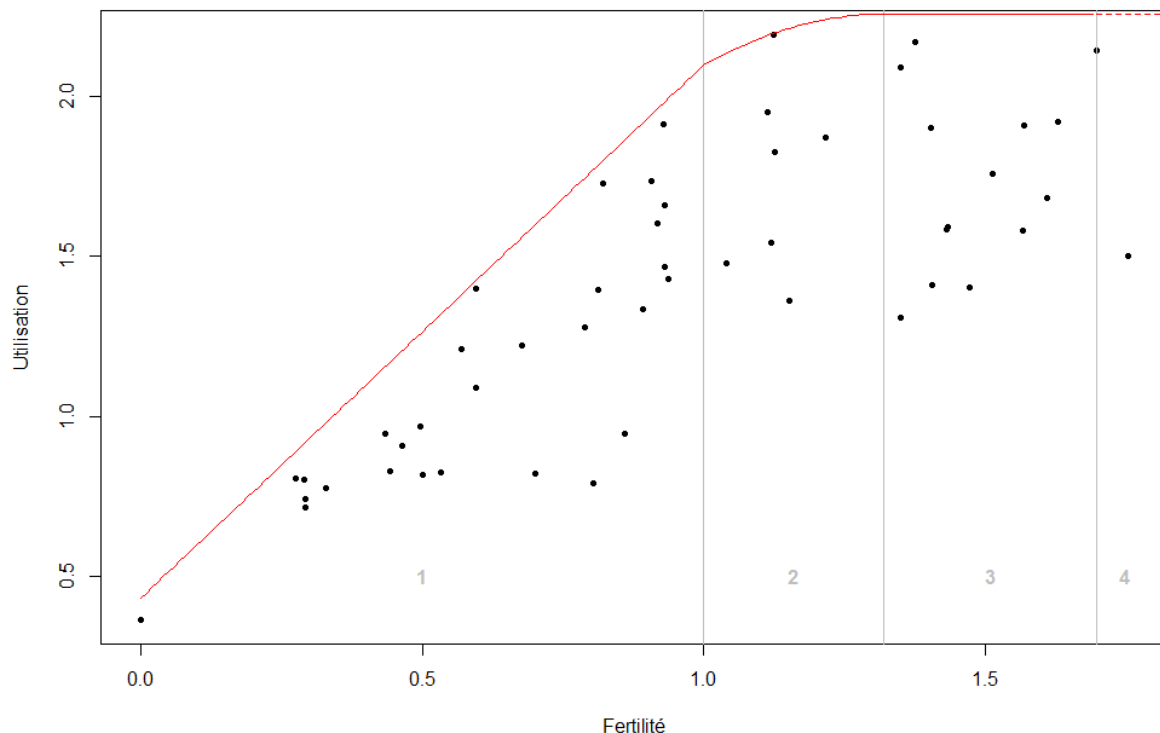


Figure 3 : Définition d'une limite supérieure au cadre de durabilité de la gestion d'une prairie selon la bioindication

### Modélisation exploratoire des propriétés de l'écosystème

Nous avons vu que les protocoles utilisés pour la mesure des propriétés réduisaient le nombre des parcelles utilisables pour cette phase de modélisation. Le jeu de parcelles a d'abord été restreint en supprimant toutes les pâtures exclusives. Seules les pâtures des Alpes auraient été utilisables, et un tel biais d'échantillonnage ne permettait pas de faire d'analyse statistique intéressante.

La question s'est ensuite posée d'intégrer ou non les prairies temporaires :

- Elles forment un groupe très différent écologiquement parlant dans la mesure où leur composition botanique est pilotée davantage par les pratiques (notamment le semis) que par l'adéquation des espèces au contexte pédoclimatique. Aussi, les relations entre ces conditions et les propriétés de production sont attendues beaucoup plus floues.
- Un modèle de prairies temporaires pourrait ainsi apporter des informations contradictoires avec un modèle de prairies naturelles. Or, leur faible nombre et leur inégale répartition entre les trois régions (aucune prairie temporaire dans les Pyrénées) ne permet pas de distinguer leur comportement particulier et nous oblige à les fondre dans la masse des autres parcelles sans distinction.
- Dans la perspective d'étudier des degrés d'intensification écologique, il semble tout de même important de considérer ces parcelles temporaires. Celles-ci sont en effet gérées plus comme

de vraies cultures que comme des prairies. L'intensification de la production repose beaucoup plus sur des leviers anthropiques comme par exemple la fertilisation par engrais minéraux que sur l'utilisation des processus écologiques.

- Ces prairies correspondent à une réalité agronomique, parfois très importante dans les systèmes de production. L'herbe fauchée est utilisée de manière analogue à celle qui est récupérée sur les prairies naturelles.

Considérant tous ces arguments, nous avons dans un premier temps restreint le jeu de données aux seules prairies naturelles. L'essentiel du travail a été mené, par la suite, sur l'ensemble des prairies fauchées, y compris les temporaires, et sauf mention contraire, les résultats présentés concernent ces modèles. Cette « double-modélisation » a l'intérêt de nous permettre d'évaluer à quel point les parcelles temporaires intégrées apportent des informations contradictoires avec les autres, naturelles.

Pour chaque propriété écosystémique il y a plusieurs objectifs :

- Séparer et quantifier la part de variabilité expliquée par les tendances générales ou par les particularités locales.
- Détailler l'apport, en termes de variabilité expliquée, de chaque variable entrant dans le modèle.

Les variables présentées dans le Tableau 5 n'ont pas toutes été considérées de la même manière puisqu'elles ne sont pas réellement de même nature. Je me suis basé sur le modèle conceptuel présenté en Figure 4 pour justifier cette séparation. Cette distinction est réalisée dans d'autres études, parfois plus finement comme dans Lavorel et al. 2011 ou dans Gos (2013), chap.2. Le schéma conceptuel proposé simplifie celui de l'article de Lavorel et al. 2011 (page 137) en élargissant toutefois aux descripteurs de la communauté végétale autres que les traits fonctionnels.

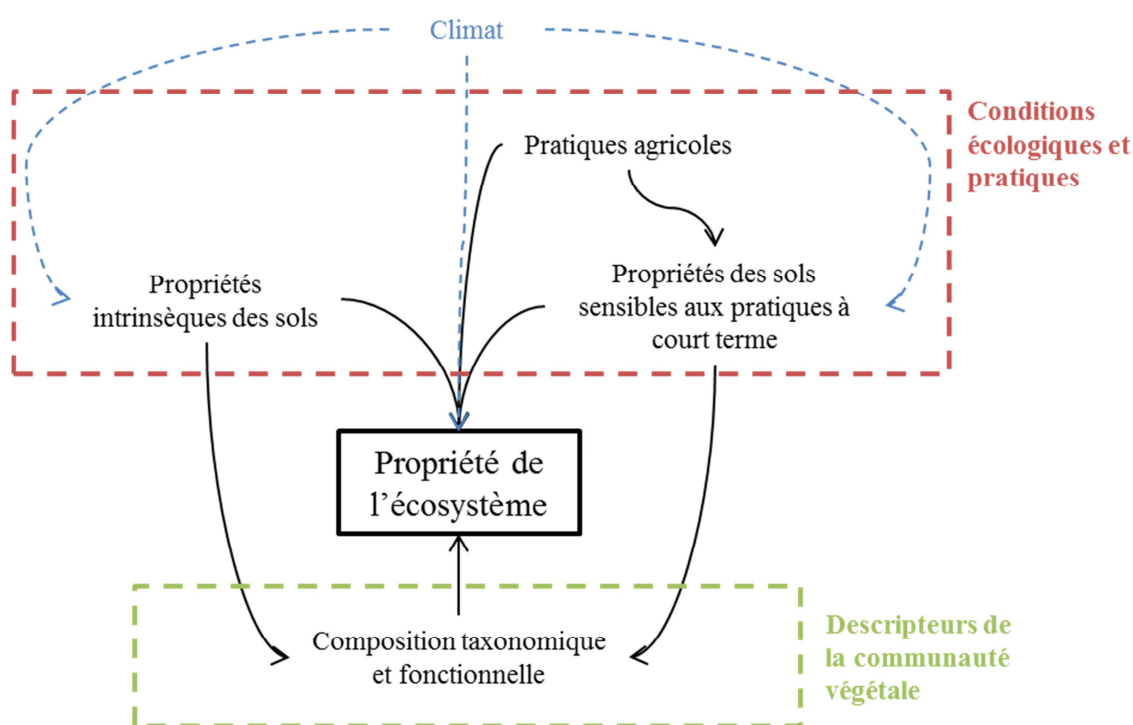


Figure 4 : Schéma conceptuel pour la modélisation des propriétés de l'écosystème

La distinction réalisée selon la nature des variables (Figure 4) donne lieu dans un premier temps à deux modèles distincts :

- Un modèle « descriptif » explicitant le lien existant entre le cadre vert et le cadre noir. Par cette relation, on observe la relation indirecte entre les conditions du milieu, les pratiques et les propriétés de l'écosystème. Ce lien est indirect dans le sens où toutes les grandeurs de base ne sont vues qu'au travers de la réponse des plantes.



- Un modèle « explicatif » explicitant le lien existant entre le cadre rouge et le cadre noir. Cette fois-ci on utilise directement les grandeurs brutes pour comprendre les mécanismes à l'œuvre. Chacun d'entre eux est réalisé pour chaque site (modèles intra-sites), ainsi qu'en rassemblant toutes les parcelles (modèles inter-sites).

Enfin, les variables les plus pertinentes dans chacun de ces deux ensembles sont rassemblées pour voir quelles sont celles qui portent le plus de variabilité de la propriété étudiée. Ceci n'a été effectué qu'en inter-sites.

Les modèles utilisés sont de simples modèles linéaires à interaction. Ils intègrent à la fois des variables continues et des facteurs découpés en modalités, ils utilisent donc les méthodes de l'analyse de covariance.

Les propriétés des écosystèmes ont été analysées dans le cadre classique de la loi normale. La normalité des résidus ainsi que leur homoscedasticité (constance de la variance) ont été évaluées visuellement, respectivement selon l'alignement des points du graphique *Résidus standardisés X Quantiles théoriques pour une loi normale* et selon la symétrie du nuage de points *Residus X Estimations*. Ces deux graphiques sont donnés par la fonction *plot(modèle)* de R. Si ces représentations graphiques ne m'ont jamais interpellé, il s'avère en réalité que l'hypothèse stricte de normalité des résidus par le test de Shapiro-Wilk n'est jamais vérifiée (p-valeur > 10%). Les transformations log ou racine ne font qu'empirer la situation. En conséquence, l'égalité des variances entre les trois régions a été testée pour chaque propriété. Pour la biomasse, les données régionales ne suivent pas toutes des distributions normales, c'est donc le test de Fligner, non paramétrique, qui a été utilisé. Pour la MAT, les données régionales suivaient toutes des lois normales, c'est donc le test de Bartlett, paramétrique et plus puissant, qui a été utilisé. Dans chaque cas, les hautes p-valeurs nous permettent de conclure que les variances sont homogènes entre régions (p-val > 40%). Enfin, on considère que les mesures portant sur les propriétés des écosystèmes sont indépendantes.

Le facteur « région » a toujours été intégré d'office aux modèles inter-sites, et toutes les variables considérées ont une interaction associée avec celle-ci. La raison de l'ajout de ces variables n'est pas statistique puisque dans de nombreux cas elles n'étaient en fait pas significatives. L'argument est simplement logique : on sait qu'on dispose de données sur trois sites différant pour de nombreuses caractéristiques dont beaucoup n'ont pas été considérées par nos données (climat, place des prairies dans le système agricole, identité des expérimentateurs...). A l'échelle inter-sites, nous étions contraints de considérer que les mesures effectuées dans une même région étaient en quelque sorte appariées : elles ont plus de chances de se ressembler que des prairies de deux régions différentes pour plusieurs raisons ne figurant pas dans notre liste de variable.

La construction du modèle se fait variable par variable. Dans un premier temps, un modèle est construit entre la propriété de l'écosystème et chaque variable du lot de données étudié. Chaque modèle contient déjà le facteur « région » ainsi que l'interaction variable : région. Une analyse de variance est effectuée et on en retire la p-valeur associée à chaque variable (effet simple). Les différentes variables sont ensuite ordonnées selon la significativité de leur relation avec la propriété de production. La plus significative est sélectionnée et son effet est étudié pour en contrôler la logique. La même méthode est appliquée à chaque étape, en intégrant à chaque fois la variable au modèle global en cours de construction. La corrélation des variables explicatives a été vérifiée avant chaque ajout par la fonction *cor*, la nouvelle variable ne devant pas avoir une corrélation de plus de 50% avec une précédente. On s'arrête lorsque la « meilleure » variable à intégrer n'est pas significative au seuil de 5%. A noter que c'est à chaque étape la significativité de l'effet simple de la variable qui est étudié, sans faire de cas de l'interaction entre celle-ci et la région. L'idée est de mettre l'accent sur les variables qui ont un effet inter-sites marqué.

D'autres critères d'arrêt existent, le critère d'Akaike (AIC) est notamment beaucoup utilisé dans la littérature, via la méthode automatique *stepwise*. En utilisant ce critère, on arrive souvent à intégrer des variables dont l'effet n'est en fait pas significatif mais qui augmentent la performance globale du modèle du point de vue du compromis entre nombre de variables et part de variance



expliquée. Ça n'était pas l'effet souhaité ici car nous voulions être certains, vues les imprécisions et les différences de méthodes utilisées pour les mesures, de l'effet réellement significatif des variables. Utiliser ce critère intègre également l'effet du terme d'interaction, que nous ne voulions pas forcément voir intervenir, justement, dans la sélection des variables.

L'intérêt de cette méthode manuelle est d'examiner objectivement ce qui se passe quand on construit le modèle : quelles sont les variables qui sont régulièrement significatives, quelles sont celles qui ne le deviennent qu'après intégration d'autres paramètres... Il nous a semblé avoir un contrôle accru sur la construction de ces modèles, bien qu'ils soient plus longs à élaborer.

Pour finir, les significativités et performances (évaluée par le  $R^2$ ) ont été calculées sur les modèles finaux. Des analyses de variance, de type II cette fois, sont menées pour évaluer la significativité de chaque variable dans ces modèles globaux. L'utilisation des sommes des carrés (de type II) nous a permis, pour certains modèles, de détailler les parts de variance portées par chaque variable, et donc de comprendre d'où venait la performance explicative du modèle.

La comparaison des modèles inter-sites avec les résultats internes à chaque région, obtenus par ailleurs, permettent de revenir sur les différents protocoles de terrain, ainsi que d'émettre des hypothèses quant à un fonctionnement général ou à des particularités locales importantes.

Pour illustrer les résultats, des représentations graphiques ont été effectuées pour présenter la réponse des propriétés de l'écosystème à chaque variable retenue dans le modèle, toutes les autres étant fixées par ailleurs. Pour cela j'ai utilisé la fonction *predict*, en fixant les niveaux de toutes les autres variables à leur moyenne régionale et en déclinant la réponse sur les trois sites.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sur le logiciel R. Les méthodes multivariées ont toutes été réalisées grâce au package *ade4* (Dray, Dufour, and Thioulouse 2014).

### 3. Résultats

Nous allons dans un premier temps décrire le jeu de données grâce aux différentes méthodes présentées. Nous verrons ensuite les résultats obtenus lors de l'étape de modélisation des propriétés de production : quantité et qualité vue au travers des MAT.

#### 3.1. Analyse descriptive des données

##### 3.1.1. Comparaison de la composition floristique des parcelles

L'AFC du tableau espèces X relevés complet met en évidence le caractère très spécifique de la flore des alpages du Vercors (parcelles dont le nom commence par A dans la Figure 5). Ces parcelles ne servent de pâture qu'en été, sont très peu accessibles et donc très peu fertilisées. L'analyse discrimine également trois prairies de pente gérées de manière très extensive pour le pâturage des animaux (Pext3, 6 et 7).

Ces pelouses sont caractérisées par quelques espèces particulières comme le nard raide (*Nardus stricta*), *Carex sempervirens*, le pâturin des Alpes (*Poa alpina*) ou encore la Fléole des Alpes (*Phleum alpinum*). Nous avons décidé de retirer ces parcelles de notre jeu de données pour la suite des analyses. Ce choix a été motivé notamment par l'expérience de Pierre Gos, confirmant que cette nette distinction avec le reste des prairies se retrouvait ensuite dans les caractéristiques fonctionnelles des espèces. Par ailleurs, les parcelles mentionnées appartiennent toutes au terrain alpin, ce qui posait un problème dans le cadre des analyses inter-sites.

L'axe 2 permet de distinguer grossièrement les prairies alpines des autres.

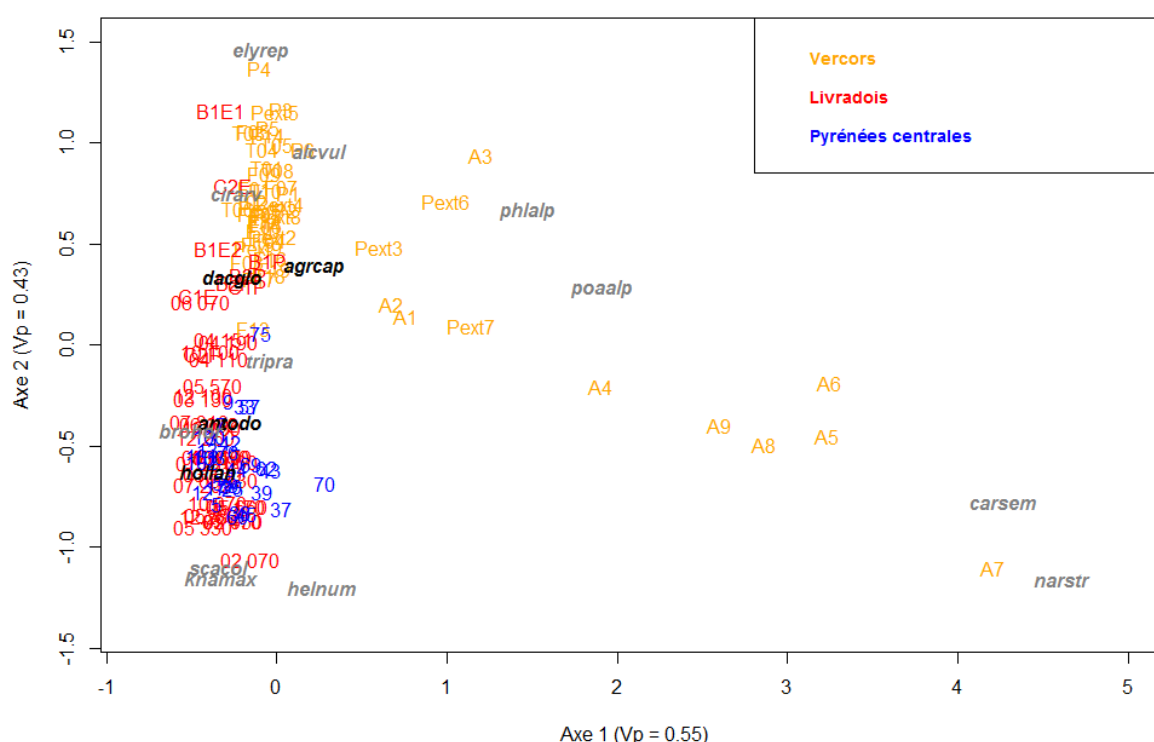
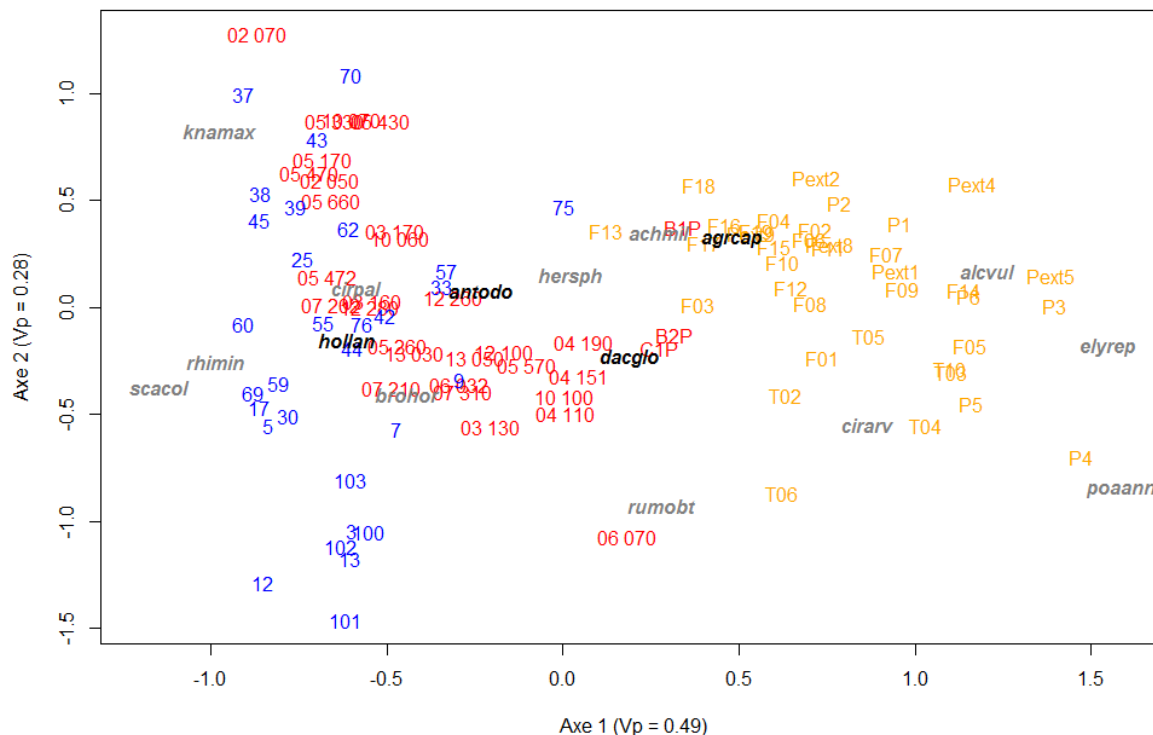


Figure 5 : Représentation des parcelles étudiées et d'espèces dans le plan principal de l'AFC.  
Vp : valeur propre de l'axe. En noir : 4 espèces les plus abondantes. En gris : espèces typiques.

Une seconde analyse sans ces parcelles faisait ressortir quelques parcelles temporaires à luzerne, spécifiques également mais qui ont été conservées pour le reste de l'analyse dans la mesure où leur particularité repose essentiellement sur la présence d'une espèce semée. Sans ces dernières, l'AFC permet d'écarter efficacement notre jeu de parcelles et de distinguer assez nettement les pools floristiques régionaux (Figure 6).



**Figure 6 : AFC des parcelles étudiées dans le projet MOUVE hors alpages et prairies temporaires à luzerne.**  
Vp = valeur propre. Espèces en noir : quatre espèces les plus abondantes. Espèces en gris : espèces typiques de certaines zones. En rouge, les prairies du Livradois, en bleu pour les Pyrénées et en orange pour le Vercors.

On a des espèces réellement typiques des Alpes, comme le chiendent (*Elytrigia repens*), le pâturin annuel (*Poa annua*) ou l'alchémille commune (*Alchemilla vulgaris*). Les Pyrénées se distinguent également nettement de l'autre côté du premier gradient avec des espèces comme la scabieuse (*Scabiosa columbaria*) ou le petit rhinanthé (*Rhinanthus minor*).

En revanche on ne trouve pas vraiment d'espèce qui distingue nettement le Livradois des deux autres secteurs. Le cirse des marais (*Cirsium palustre*), le brome mou (*Bromus hordeaceus*) ou encore la grande knautie (*Knautia maxima*) sont des espèces partagées entre Pyrénées et Massif Central. La houlque laineuse (*Holcus lanatus*), espèce assez abondante, se retrouve également beaucoup plus fréquemment dans ces deux terrains.

D'un autre côté l'achillée millefeuilles (*Achillea millefolium*), commune également, se retrouve en plus grande abondance dans les Alpes et le Livradois. Ces deux terrains partagent également des abondances importantes de rumex à larges feuilles (*Rumex obtusifolius*), de grande berce (*Heracleum sphondylium*) et de cirse des champs (*Cirsium arvense*).

Le pool floristique du Livradois paraît donc intermédiaire entre celui des Alpes et des Pyrénées, et plus particulièrement proche de ce dernier.

Le second gradient semble distinguer des prairies assez intensives en bas : parcelles 100, 101, 102, 103 dans les Pyrénées, prairies temporaires T02, T04 et T06 dans les Alpes. Vers le haut on a plutôt des pâtures et des prairies extensives : Pext 2 et 4 dans le Vercors, parcelles 37, 70 et 43 des Pyrénées situées dans les Granges. Ce gradient pourrait bien refléter l'intensité d'usage de la parcelle, même si la qualité de l'ordination obtenue est relativement médiocre.

### 3.1.2. Les conditions édaphiques

L'ACP des variables édaphiques permet de mettre en évidence le rôle structurant de la texture du sol, essentiellement via la teneur en sable, étroitement associée à la disponibilité en eau du sol (Figure 7). Ce résultat est commun aux trois terrains et à l'analyse intersites. Ce premier axe porte à lui seul entre 38 et 57% de l'inertie des nuages de points étudiés et oppose donc les sols sableux et pauvres en ressources hydriques aux sols plutôt limoneux, à limono-argileux ayant une bien meilleure capacité de rétention. Cette construction repose notamment sur la séparation nette des parcelles du Livradois, particulièrement sableuses de celles des Pyrénées, plutôt limoneuses (Figure 8). Les prairies du Vercors ont des textures plus équilibrées.

Le second gradient est moins net (entre 21 et 34% de l'inertie portée) mais semble concerner le niveau de richesse trophique du milieu. Le C/N est la variable majeure structurant cet axe. Cette variable nous donne une idée de la qualité du substrat : un C/N élevé correspond à un sol difficilement minéralisable par les microorganismes alors qu'un faible C/N est en général lié à une forte minéralisation, et donc une fourniture importante d'éléments minéraux par le sol.

Ce second axe éclate efficacement les prairies des Alpes, entre conditions très riches et très pauvres alors que les parcelles auvergnates sont beaucoup plus condensées. Ceci est à relier aux conditions de C/N balayées par les échantillons qui sont bien plus étendues dans les Alpes que dans le Livradois (écart-type de 5 contre 0.6). Le nuage pyrénéen forme une ellipse dont l'allongement principal est quasi-orthogonal à la flèche de C/N, ce qui laisse donc penser que ce ratio n'est pas du tout discriminant sur ces parcelles. Ici, l'écart moyen entre deux parcelles étudiées est de 1.6, donc encore assez faible comparativement au Vercors.

Pris seul, le territoire pyrénéen montre d'ailleurs un comportement différent sur le second gradient. Ce sont les teneurs en matière organique et en azote total qui le construisent alors que ces variables se retrouvent, sur l'ACP inter-sites, davantage associées au gradient de texture.

Les niveaux de pH favorables sont, dans notre jeu de parcelles, associés à des substrats à C/N élevés, donc relativement pauvres. Logiquement, la quantité de matière organique est assez liée à ce ratio : celle-ci s'accumule sur les prairies où la minéralisation se fait lentement. Toutefois, la teneur totale en azote du sol est également à prendre en considération pour analyser le ratio C/N et il est intéressant de noter que cette teneur totale est souvent fortement corrélée à la matière organique. Cela pourrait être dû à l'abondante présence d'azote sous forme organique dans l'humus, du fait d'un apport conséquent en engrais de ferme, dont l'azote est souvent assez difficilement assimilable. Ce type d'amendement favorise donc à la fois la présence de matière organique et la quantité totale d'azote. Le ratio, résultant d'un rapport entre ces deux grandeurs, en est finalement assez indépendant et semble être plus structurant pour un grand nombre de parcelles.

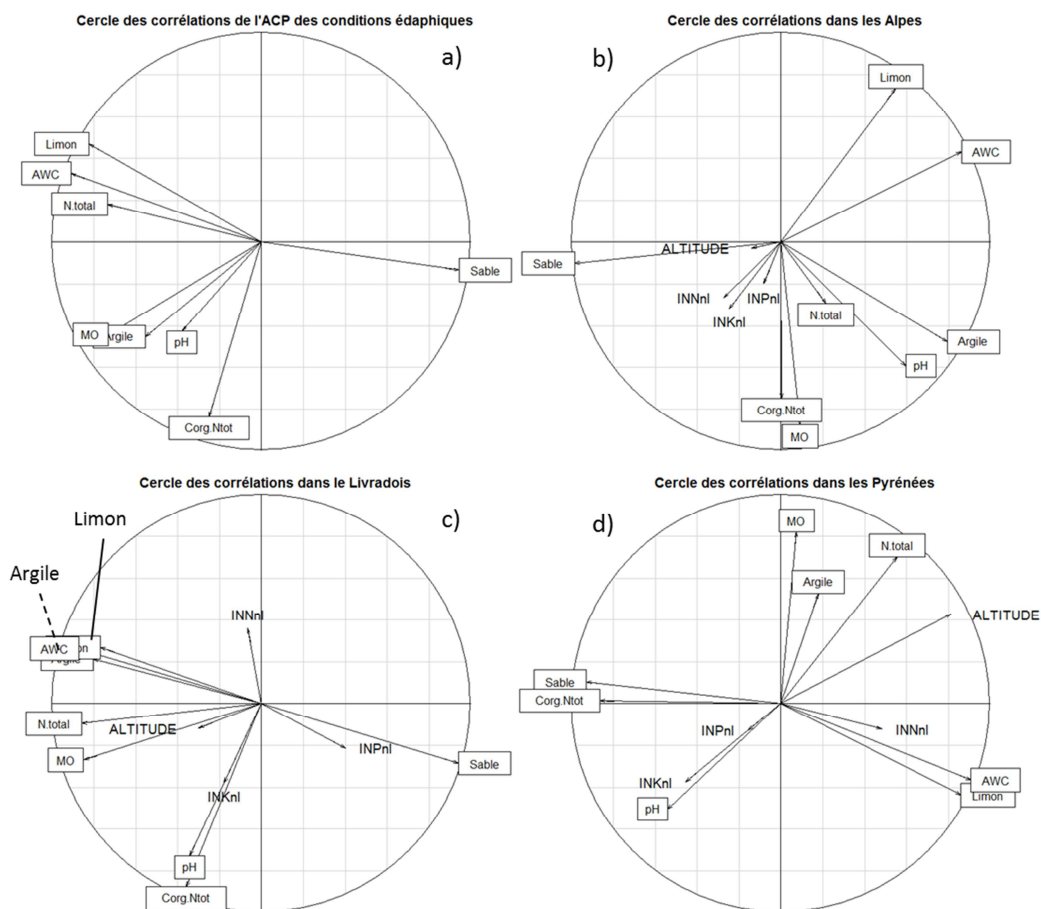
L'ajout, en variables supplémentaires, des données disponibles dans le Vercors et dans les Pyrénées Centrales ne permettait pas d'aller plus loin dans la description. Les caractéristiques de la communauté microbienne (N microbien et FBR) étaient très mal représentées dans le cadre construit par les variables présentées. La seule tendance commune dans les Alpes et les Pyrénées était une association entre la CEC et le pH du sol.

Enfin, nous avons projeté, en variables supplémentaires dans le cadre prédéfini par l'ACP, les indices de nutrition. La comparaison d'indices de nutrition étant très délicate à réaliser en intersites (conditions climatiques très différentes), je n'ai ici fait figurer que les projections dans chaque région. L'altitude est également représentée selon la même méthode.

Globalement, les conditions nutritionnelles des prairies sont mal représentées dans les plans principaux d'ACP : les flèches arrivent loin du bord du cercle des corrélations. Le comportement des indices de nutrition ne peut pas être associé à une variable édaphique en particulier et ils ne peuvent pas être reliés entre eux non plus.

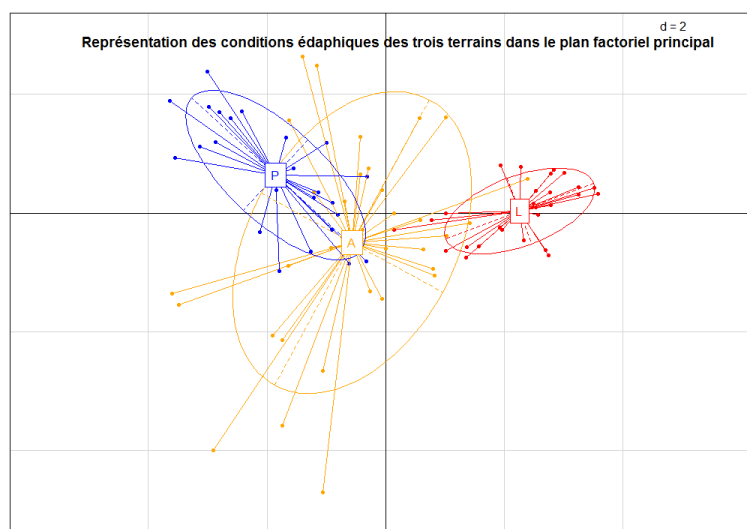
Le résultat le plus marquant est la décorrélation systématique entre l'indice de nutrition en azote et la teneur en azote total du sol.

Enfin, l'altitude est un gradient sous-jacent important dans la construction du premier gradient dans les Pyrénées (bonne représentation dans le plan, près du bord du cercle). En montant, on trouve des sols de plus en plus limoneux et bien pourvus en eau.



**Figure 7 : Cercles des corrélations des ACP réalisées sur les conditions édaphiques des trois terrains de Mouve et en intersites.**

a) Intersites b) Alpes c) Livradois d) Pyrénées  
Corg.Ntot est le ratio C/N ; AWC est la quantité d'eau disponible

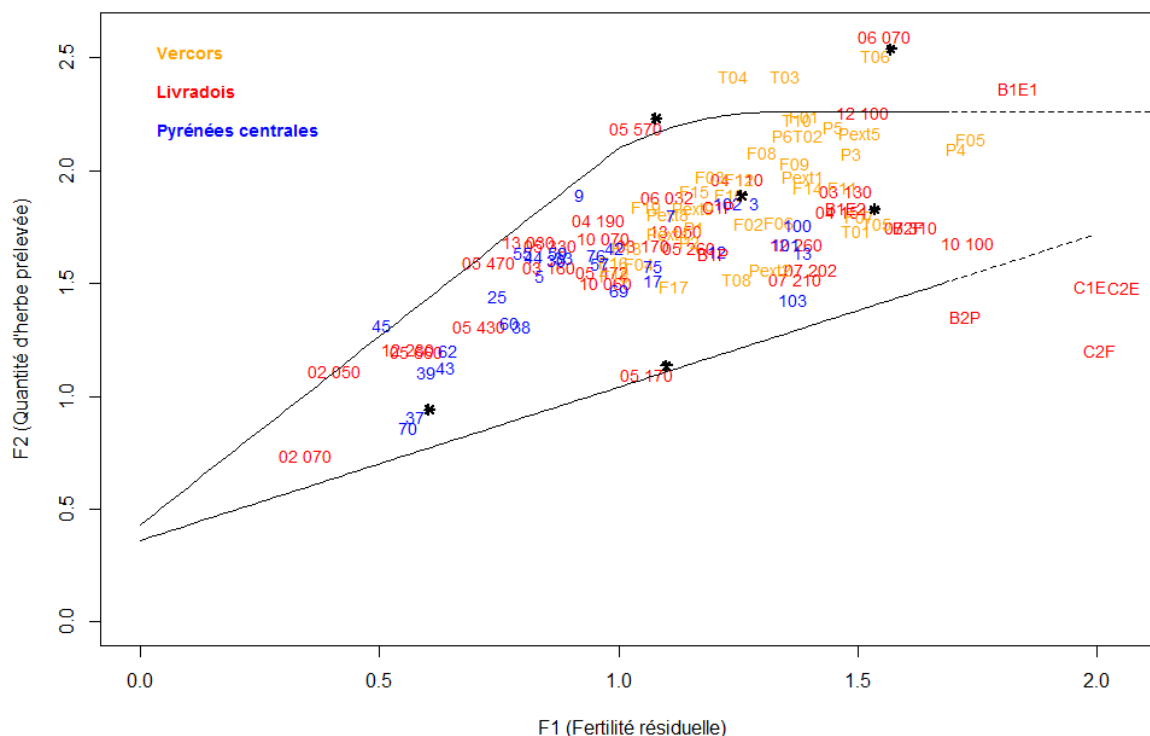


**Figure 8 : Projection des parcelles selon leurs caractéristiques édaphiques dans le plan principal de l'ACP sol.**  
A : Alpes ; L : Livradois ; P : Pyrénées

### 3.1.3. L'évaluation agronomique des parcelles étudiées par bioindication

#### La projection dans le plan fertilité-utilisation

Le résultat obtenu dans le plan fertilité-utilisation est présenté en Figure 9. Les lignes noires présentent les bornes explorées par l'expérience initiale. Pour rendre la représentation plus parlante, j'ai associé les détails botaniques de quelques parcelles caractéristiques, marquées par des étoiles, dans le Tableau 6 associé. Pour information complémentaire, une liste simplifiée du classement des espèces les plus typiques sur chaque gradient a été fournie en annexes 4 et 5.



**Figure 9 : Projection des parcelles selon leurs coordonnées de fertilité et d'utilisation agronomique déterminées par bioindication.**

Enveloppe noire : bornes explorées par le modèle initial. Pointillés : limite de validité des valeurs bioindicatrices.

**Tableau 6 : Espèces dominantes et typiques des parcelles matérialisées par une étoile dans la figure ci-dessus**

37	05 570	05 170	102	F07	T06
<i>Festuca rubra</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lolium perenne</i>
<i>Stachys officinalis</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Trifolium repens</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Rhinantus minor</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>	<i>Silene latifolia</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Cytisus scoparius</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Poa pratensis</i>

On constate que les parcelles s'alignent globalement sur une diagonale liant positivement le niveau d'utilisation de la prairie à sa fertilité mais il y a une certaine variabilité à niveau de fertilité donné.

Globalement, les parcelles se situent dans le domaine de validité du modèle, c'est-à-dire dans « l'enveloppe » des coordonnées des parcelles extrêmes échantillonnées lors de l'élaboration du

modèle. On a toutefois six parcelles (05 570, T04, T03, T06, 06 070, B1E1) qui paraissent très utilisées. La qualité de leur représentation n'est donc pas assurée, mais on peut constater, vu la composition de la T06 notamment, que la projection est logique. On a également quatre parcelles étranges dans le Livradois (B2P, C2F, C1E, C2E) qui semblent avoir une très bonne fertilité mais une très faible utilisation. Cette position ne peut pas être interprétée dans le cadre des valeurs bioindicatrices dans l'étude de G.Balent. Si leur projection vis-à-vis de la fertilité est cohérente, avec des espèces comme le dactyle, la houlque laineuse... la projection sur l'axe d'utilisation n'est pas interprétable.

En balayant le gradient de fertilité de gauche à droite, on passe d'abord par des prairies pauvres, composées de graminées à faible valeur fourragère (typiquement la fétuque rouge). La prairie notée la plus faiblement est relativement proche des prairies les moins fertiles échantillonnées dans le modèle initial. Elle présente donc un niveau de fertilité et d'utilisation réellement faible, dans l'absolu. On voit, en comparant la parcelle 05 170 et la 05 570, qu'à un même niveau de fertilisation bio indiqué peuvent correspondre des compositions variées, reflétant des pressions d'utilisation différentes :

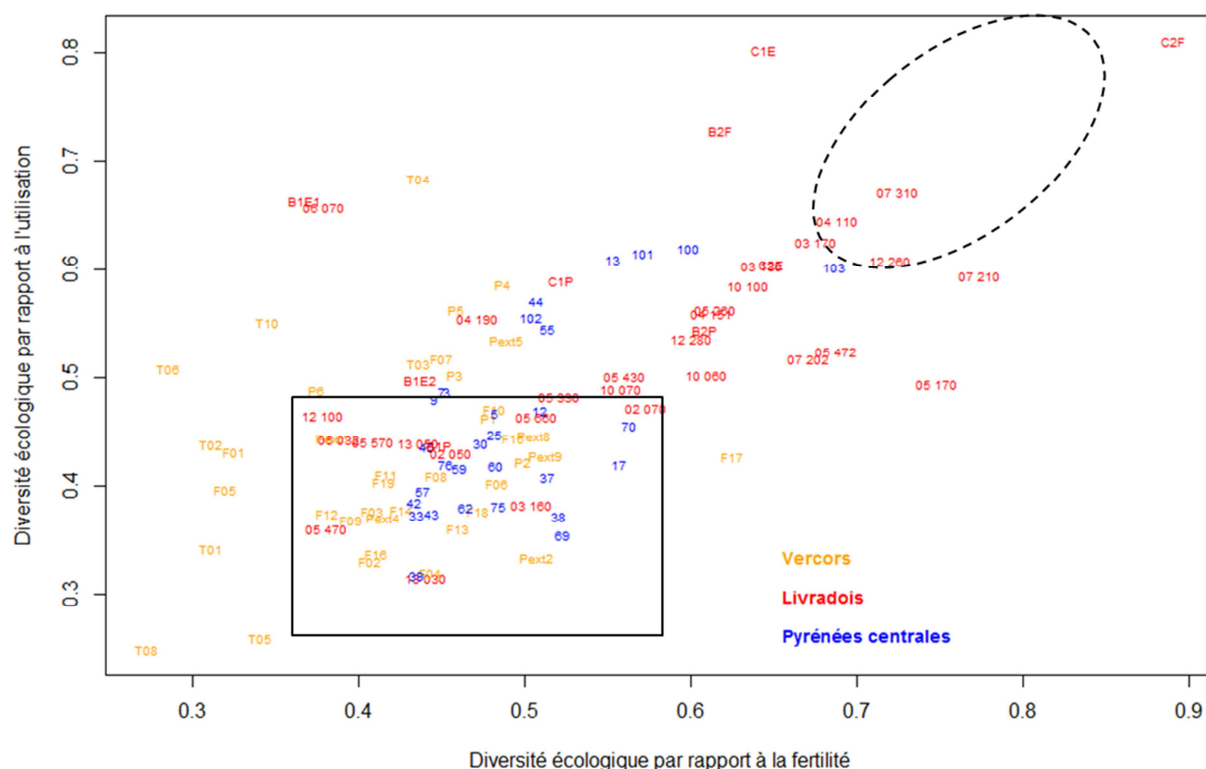
- la première présente des graminées de milieu pauvre (encore la fétuque rouge) ainsi que des espèces typiques d'une colonisation par une strate ligneuse. Le retour des expérimentateurs a permis de confirmer cette observation : la parcelle est en cours d'enfrichement.
- à l'opposé, on trouve une parcelle avec de bonnes graminées du point de vue fourrager. Le niveau de fertilité étant relativement faible, on n'observe pas les espèces de milieux vraiment riches comme le dactyle et le ray-grass.

Au niveau des différentes régions maintenant, les parcelles pyrénéennes sont assez bien réparties dans le plan mais restent cantonnées à des valeurs de fertilité et d'utilisation assez faibles. Les parcelles du Livradois ont le même « noyau de répartition » mais elles occupent une gamme bien plus étendue sur les deux gradients. On trouve des parcelles à la fois très fertiles et très utilisées. Globalement, le niveau d'utilisation pour une même fertilité, c'est-à-dire l'intensité d'exploitation, est à peu près le même que dans les Pyrénées. Enfin, les parcelles du Vercors sont particulièrement homogènes. On les trouve toutes groupées à des niveaux de fertilité et d'utilisation importants. On voit sortir les prairies temporaires comme étant les plus utilisées, ce qui est assez logique.

### ***Les notions de diversité écologique***

On cherche ici à exploiter la diversité des exigences des espèces trouvées à l'intérieur d'une même parcelle. Plus les espèces composant une prairie ont des exigences proches à propos de la fertilité du substrat et du niveau d'utilisation du couvert végétal, plus l'assemblage botanique sera jugé cohérent.

Une bonne partie des parcelles du projet MOUVE s'écartent de la gamme de diversité écologique observée dans le modèle de 1991 (Figure 10). Ces prairies sont composées d'espèces aux exigences variées voire opposées quant à la fertilité du sol et au niveau d'exploitation.



**Figure 10 : Représentation des diversités écologiques des parcelles étudiées selon la fertilité et l'utilisation.**  
 Les cadres noirs représentent l'emprise des parcelles étudiées dans l'expérience initiale. Le rectangle symbolise la place des prairies « vraies ». L'ellipse en pointillés correspond aux parcelles très perturbées, en cours de transition vers un couvert prairial mais avec de nombreux reliquats de cultures précédentes (pommes de terre...) (Balent 1991)

Les parcelles du Livradois ont une diversité écologique en moyenne plus forte que les autres. Les espèces cohabitant au sein d'une même prairie ont des exigences bien différentes. Il semble donc y avoir un déséquilibre assez important entre les conditions du milieu, les pratiques agricoles et la composition botanique observée. On trouve même des prairies dans la zone occupée, dans le travail de 1991, par des friches post-culturelles, sans véritable communauté prairiale. Ce positionnement extrême, même s'il est à considérer avec précaution dénote une extrême diversité écologique intra-parcellaire.

Les prairies du Vercors et des Pyrénées ont une distribution assez similaire. Un noyau de parcelles important se trouve dans le cadre de prairies stables au sens du modèle de G.Balent. Celles-ci ont a priori une flore en bon équilibre avec son milieu et avec les pratiques : les espèces qui cohabitent ont des exigences proches. Quelques parcelles sortent toutefois du lot et ont une cohérence écologique moins forte. C'est le cas, pour les Pyrénées, des parcelles 100, 101, 102 et 103 par exemple qui sont les quatre prairies de plaine, gérées intensivement.

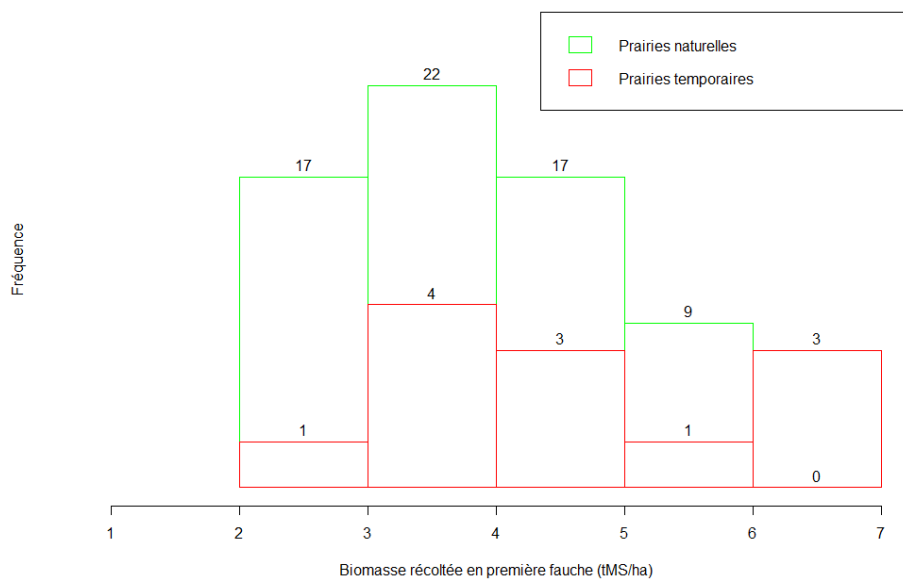
Côté Vercors, ce sont essentiellement les prairies temporaires qui sortent du lot, mais par leur très faible diversité écologique cette fois, principalement vis-à-vis de la fertilité. Ces prairies semblent être peuplées d'espèces toutes très adaptées à des niveaux de fertilité importants. En revanche, elles ne sont pas forcément adaptées à des rythmes de coupe aussi fréquents.

## 3.2. La modélisation de la valeur productive des prairies

### 3.2.1. La quantité d'herbe fournie en première coupe

Les prairies temporaires se situent sur un continuum avec les prairies naturelles, nous permettant donc de les analyser en même temps (Figure 11). Logiquement, on en retrouve une bonne proportion à l'extrémité la plus productive du jeu de parcelles.

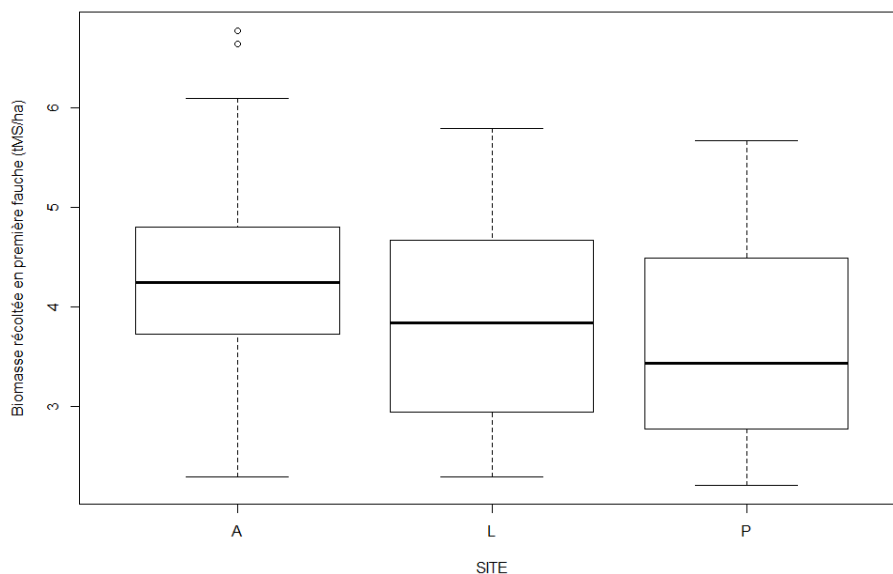




**Figure 11 : Distribution de la quantité d'herbe produite par les prairies du jeu de données.**  
Les deux histogrammes sont superposés et mis à des échelles différentes. Les effectifs sont précisés par les nombres en noir.

De même, la représentation, non présentée ici, de la distribution des principales variables explicatives du jeu de données ne montrait pas de discontinuité entre les prairies naturelles et les prairies temporaires.

Entre régions, les niveaux de production observés en première coupe sont comparables comme le montre la Figure 12.



**Figure 12 : Caractéristiques de la quantité de production sur les trois terrains du projet MOUVE.**  
Repères, du bas vers le haut : 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile et 9<sup>ème</sup> décile.  
A : Alpes ; L : Livradois ; P : Pyrénées

### Le modèle descriptif

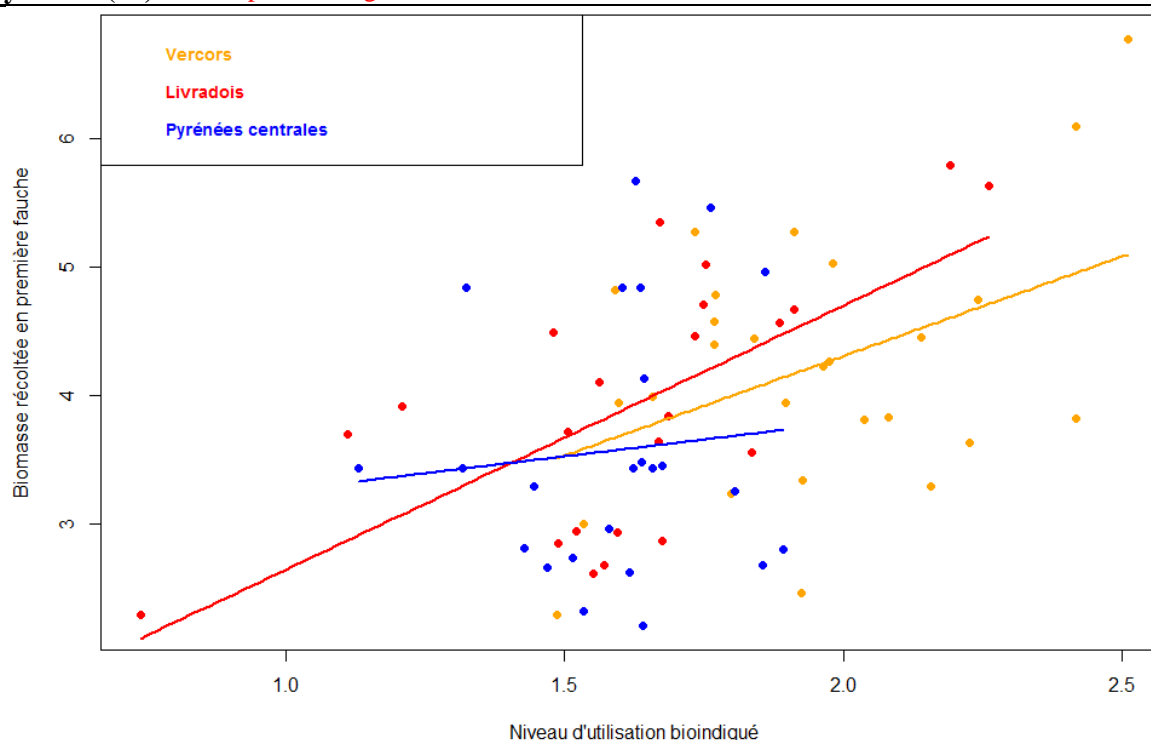
Rappelons que ce modèle n'intègre que les descripteurs de la communauté végétale. L'influence du milieu est donc considérée indirectement, au travers de son effet sur la flore.

Le modèle intersites montre que la région n'est pas un facteur significatif pour expliquer les écarts de quantité de production. Le seul descripteur de la communauté végétale réellement pertinent pour évaluer la production de biomasse est la valeur d'utilisation bioindiquée par le modèle de G.Balent (Tableau 7). Cette variable porte à elle seule 84% de la variabilité expliquée par le modèle. Son effet est robuste sur les trois sites comme on peut le voir en Figure 13. La corrélation semble toutefois moins nette dans les Pyrénées, avec un nuage de points très dispersé verticalement. La corrélation est la plus forte dans le Livradois, comme en atteste le modèle performant obtenu dans cette région. C'est également le secteur qui balaie l'étendue la plus grande en termes d'utilisation bioindiquée comme vu dans les paragraphes précédents.

**Tableau 7 : Modèles descriptifs obtenus en intersites et dans chaque région sur la quantité d'herbe récoltée en première coupe.**

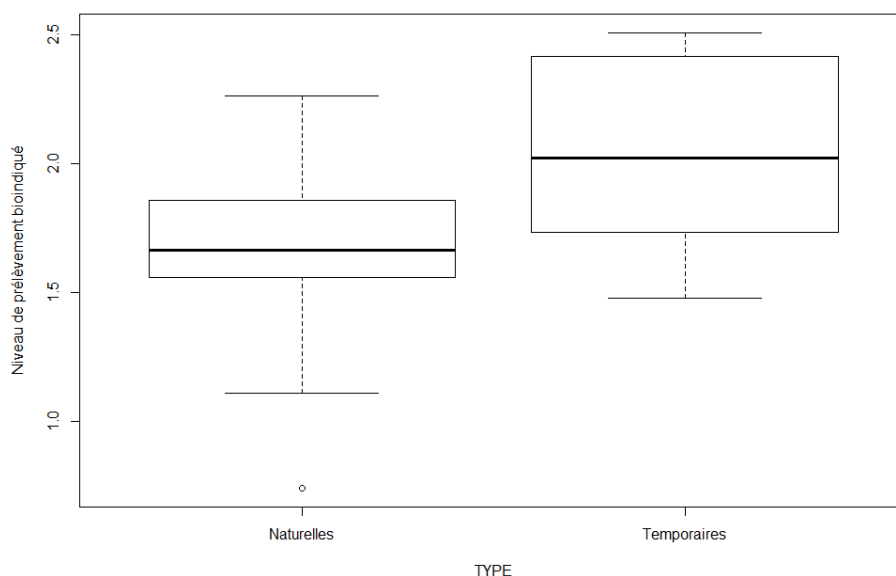
p-val : significativité du modèle global. R<sup>2</sup> : Performance prédictive du modèle ; Variabilité portée : Part de la variabilité expliquée par le modèle provenant de la variable seule ; X:Y : Interaction entre X et Y ; En vert : corrélation positive avec la quantité récoltée ; En rouge : corrélation négative.

	V1	V2	V3	p-val	R <sup>2</sup>
<b>Intersites</b>	Région	Utilisation bioindiquée	V1 : V2	1.00 <sup>e</sup> -3	25%
<b>Significativité</b>	.	***	NS		
<b>Variabilité portée</b>	7%	84%	9%		
<b>Alpes (28)</b>	Hauteur au stade végétatif			4.7 <sup>e</sup> -3	27%
<b>Livradois (25)</b>	Utilisation bioindiquée			6.7 <sup>e</sup> -4	43%
<b>Pyrénées (24)</b>	Proportion de graminées B			0.039	18%



**Figure 13 : Corrélation observée entre l'utilisation indiquée par la communauté végétale et la quantité d'herbe récoltée en première coupe.**

Ce modèle est stable avec ou sans prairies temporaires. Sa performance est meilleure lorsqu'on intègre ces dernières dans l'analyse (augmentation de 2% du R<sup>2</sup>). Cela montre donc une bonne cohérence entre la production de biomasse (récoltée ou estimée selon le terrain) et ce qu'indique la communauté prairiale au travers du modèle fertilité-utilisation. Les prairies temporaires complètent le gradient à l'extrémité très utilisée de notre gamme globale comme le montre la Figure 14.



**Figure 14 : Distribution des niveaux d'utilisation indiqués par la flore pour les prairies naturelles (à gauche) et pour les prairies temporaires (à droite).**  
Repères, du bas vers le haut : 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile.

Les traits fonctionnels n'interviennent que dans les prairies du Vercors, par le biais de la hauteur moyenne de la prairie au stade végétatif. Les paramètres phénologiques et chimiques n'entrent jamais comme variables explicatives. Ce modèle se trouve très modifié avec l'ajout des prairies temporaires, représentant huit parcelles sur vingt-huit. Le modèle réalisé sur les seules parcelles naturelles est peu explicatif et n'a pas été présenté ici.

Enfin, la production des prairies pyrénéennes est très difficilement expliquée par leur communauté végétale. Le modèle obtenu est très peu performant et sa significativité est moyenne.

Les communautés végétales de cette région avaient été étudiées en deux passages, le premier début mai et le second fin juin (annexe 1). Une distinction de ces deux lots s'avère intéressante : le premier lot (onze prairies) ne donne aucun modèle par régression alors que le second (treize prairies) permet de créer un modèle intéressant dans lequel tous les types de descripteurs interviennent (Tableau 8).

**Tableau 8 : Détail du modèle réalisé sur les treize parcelles pyrénéennes dont la composition botanique a été étudiée fin juin, c'est-à-dire assez près de la fauche.**

	V1	V2	V3	p-val	R <sup>2</sup>
<b>Prairies étudiées le 20/06</b>	Proportion de graminées A	Diversité vis-à-vis de la fertilité	Teneur en phosphore des feuilles	2.80 <sup>e</sup> -3	78%
<b>Significativité</b>	***	**	*		
<b>Variabilité portée</b>	52%	29%	18%		

### Le modèle explicatif

Cette fois-ci l'influence du milieu et des pratiques est étudié directement, sans passer par la communauté prairiale. Les variables retenues sont donc des caractéristiques brutes du milieu et des pratiques.

Le modèle explicatif présente une performance globale comparable au modèle descriptif mais la part de variabilité portée par la région est bien plus forte. A l'arrivée, la part de variabilité de la quantité de biomasse récoltée en première fauche expliquée par nos variables explicatives est bien plus

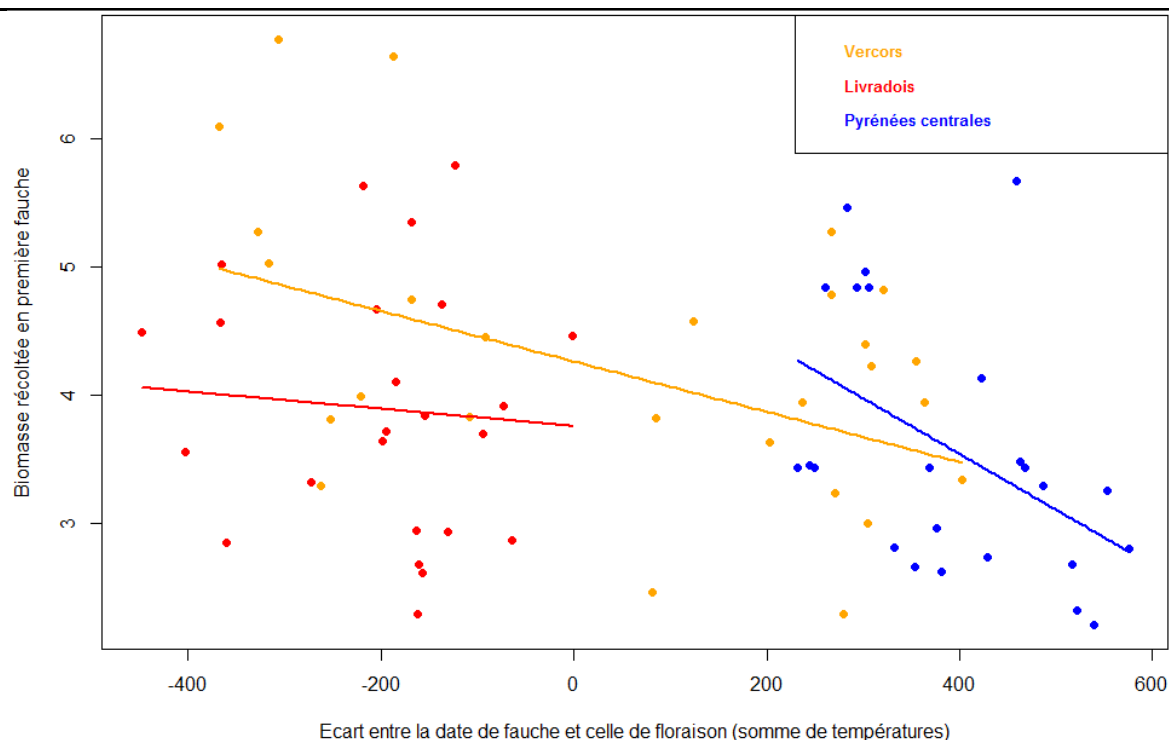
faible. Il reste ainsi plus de 80% de la variabilité totale qui n'est pas expliquée par nos variables édaphiques et de pratiques.

La première donnée entrant dans le modèle est la synchronisation plus ou moins bonne entre la date de récolte et la phénologie de la parcelle. On observe une corrélation négative signifiant que les parcelles qui produisent peu de biomasse en première fauche sont aussi celles qui sont récoltées le plus tard par rapport à leur stade optimal de maturité.

**Tableau 9 : Modèles explicatifs obtenus en intersites et dans chaque région sur la quantité d'herbe récoltée en première coupe.**

INP : indice de nutrition en Phosphore ; Écart floraison fauche : Date de fauche – date de floraison ; BFR : Rapport bactéries / champignonss ; CEC : capacité d'échange cationique. X : Y : corrélation entre X et Y.

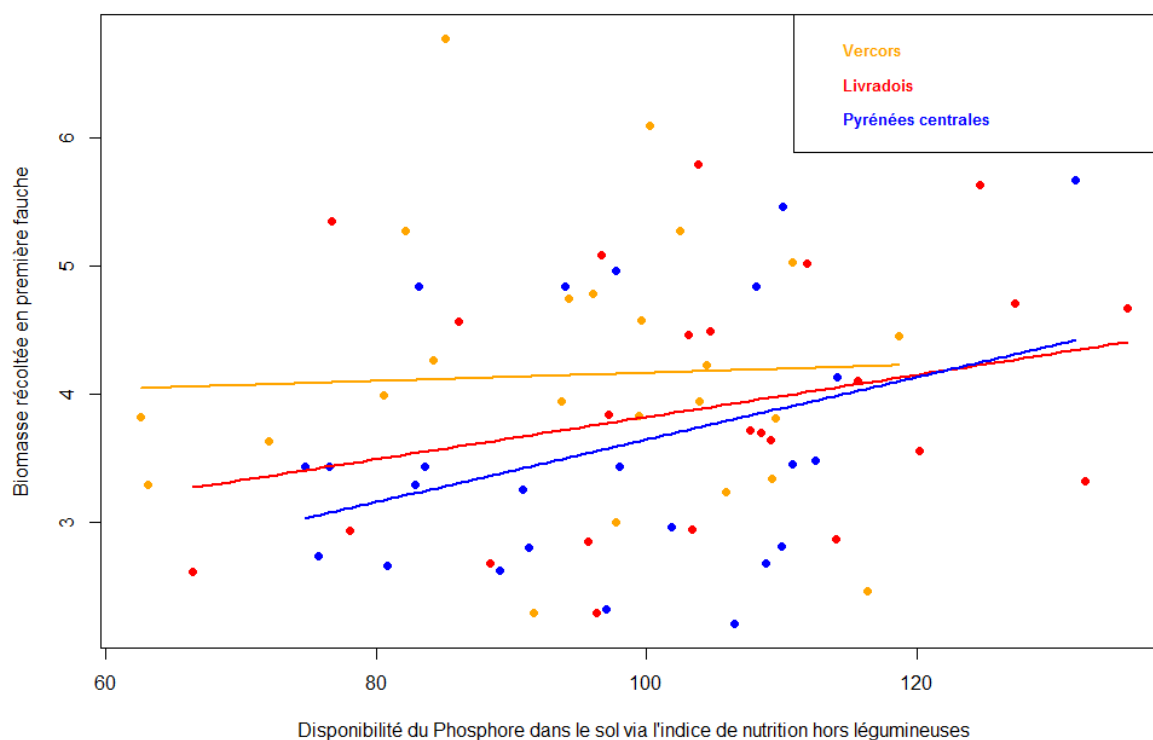
	V1	V2	V3	V4	V5	p-val	R <sup>2</sup>
<b>Intersites</b>	Région	Écart floraison-fauche	INP	V1 : V2	V1 : V3	8.8 <sup>e</sup> -3	27%
<b>Significativité</b>	*	**	*	NS	NS		
<b>Variabilité portée</b>	32%	40%	15%	8%	5%		
<b>Alpes (28)</b>	BFR					5.00 <sup>e</sup> -3	28%
<b>Livradois (25)</b>						NS	NS
<b>Pyrénées (24)</b>	CEC	Densité apparente	Argile	Azote microbien		2.9 <sup>e</sup> -4	66%
<b>Significativité</b>	**	***	*	**			



**Figure 15 : Corrélation entre la synchronisation de la fauche avec le stade phénologique de la prairie et la quantité d'herbe récoltée en première coupe**

Le gradient exploré est particulièrement étalé pour le Vercors et la corrélation paraît assez bonne. On trouve sur ce terrain des parcelles exploitées très tôt (350 °C.jours avant floraison) ou très tard (400 °C.jours après floraison) par rapport à leur stade de maturité. La relation paraît bien plus floue dans le Livradois, avec un nuage de points très étalé verticalement. Sur ce terrain, toutes les parcelles sont exploitées tôt, environ 200°C.jours avant floraison. A l'inverse, les parcelles

pyréneennes sont exploitées tardivement, plus de 200°C.jours après floraison. Cette fois-ci l'alignement des points est assez satisfaisant et montre une corrélation correcte.



**Figure 16 : Indice de nutrition en Phosphore et quantité d'herbe récoltée en première coupe**

Ensuite, la disponibilité du Phosphore dans le sol est positivement liée à la quantité de biomasse récupérée (Figure 16). Si la corrélation est statistiquement significative, elle n'est pas du tout évidente à déceler graphiquement : les points sont très étalés autour des droites de régression. Ici encore, les interactions entre variables explicatives et région ne sont pas significatives. Ceci signifie que l'estimation de la pente de la régression n'est pas statistiquement différente entre les régions. Les relations observées sont donc cohérentes sur les trois terrains.

Le modèle n'est pas stable si on retire les prairies temporaires. La synchronisation de la fauche avec la phénologie est alors remplacée par l'intensité de la fertilisation pratiquée, via les quantités d'azote minéral et d'engrais de ferme apportés. La performance obtenue est meilleure mais l'intérêt d'intégrer l'apport d'engrais minéral est contestable, vu le faible nombre de parcelles amendées de cette façon. Les prairies temporaires complètent le gradient de synchronisation des pratiques avec la phénologie des prairies du côté des parcelles exploitées très précocement : autour de 300°C.jours avant la floraison. Elles contribuent donc à l'apparition de cette variable dans le modèle.

Dans les Alpes, c'est le ratio entre les biomasses de bactéries et de champignons dans le sol qui paraît le plus intéressant pour expliquer la quantité d'herbe récoltée.

Il n'y a pas de modèle significatif pour le Livradois.

Le modèle pyrénéen est très performant. La fertilisation en engrais de ferme pourrait entrer dans le modèle mais est redondante avec la capacité d'échange cationique (coefficient de corrélation : 0.57). Toutes les dimensions de la pédologie entrent dans ce modèle : les conditions abiotiques avec la texture, la structure, la capacité de rétention des nutriments et enfin la dimension biotique au travers de la communauté microbienne. On ne retrouve par contre aucune caractéristique des pratiques agricoles.

Les modèles locaux, sur les Alpes et sur le Livradois sont complètement modifiés si on retire les temporaires :

- La production des prairies alpines n'est expliquée par aucune variable

- La production des prairies naturelles auvergnates est expliquée par les indices de nutrition en potassium et azote

### Modèle toutes variables confondues

Rappelons que dans cette étape, nous rassemblons les variables les plus significatives précitées pour ne retenir encore une fois que les meilleures. On récupère donc à la fois des descripteurs de la communauté végétale, des conditions du milieu et des pratiques.

Le rassemblement des meilleures variables montre une complémentarité entre les descripteurs de la communauté végétale et les caractéristiques, brutes, du sol et des pratiques agricoles. En effet, les parts de variabilité portées par ces deux lots de variables est équivalent en considérant les interactions (44%). La performance de ce modèle est réellement meilleure que celle des modèles descriptifs et explicatifs pris séparément.

La région a cette fois une importance minimale dans le modèle. Nous avons vu que les différences inter-régionales étaient assez bien expliquées par le niveau bio-indiqué d'utilisation de la parcelle (Tableau 7). La donnée de synchronisation fauche / optimum phénologique et dans une moindre mesure l'INP permettent d'aller plus loin dans la distinction inter-sites et intrasites. L'interaction entre la variable de pratique de fauche et le site n'est pas significative mais porte toutefois une part importante de la variabilité totale. Ceci laisse penser que c'est cette donnée qui permet d'aller le plus en profondeur dans l'explication de la variabilité intrasite, les logiques étant légèrement différentes selon les terrains.

**Tableau 10 : Modèles obtenus par fusion des descripteurs de la communauté végétale, des conditions édaphiques et des pratiques agricoles.**

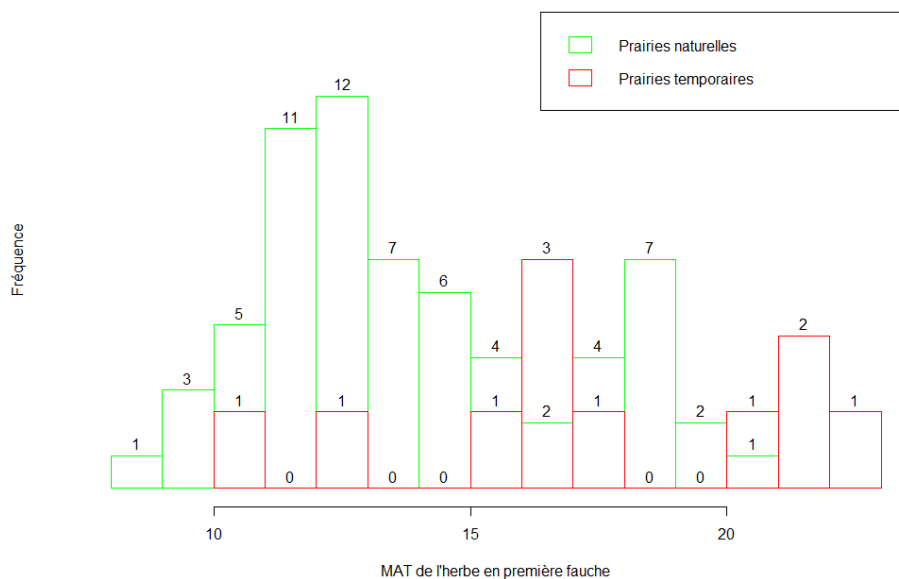
INP : indice de nutrition en Phosphore ; X : Y : interaction entre X et Y.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	p-val	R <sup>2</sup>
<b>Intersites</b>	Région	Utilisation bioindiquée	Écart floraison- fauche	INP	V1 : V2	V1 : V3	V1 : V4	2.4 <sup>e</sup> -4	43%
<b>Significativité</b>	NS	***	*	.	NS	NS	NS		
<b>Variabilité portée</b>	11%	41%	20%	11%	3%	12%	2%		

57% de la variance reste tout de même inexpliquée, part à laquelle il faut ajouter la variabilité portée par le facteur régional, qui n'est en réalité pas explicatif.

### 3.2.2. La qualité de l'herbe récoltée en première coupe

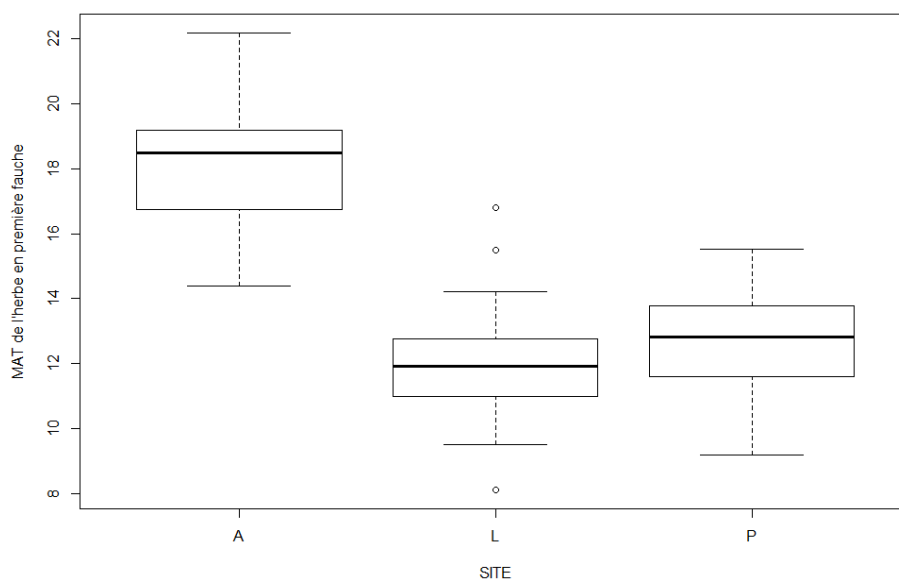
La qualité de l'herbe récoltée sur les prairies temporaires n'est pas dans un domaine disjoint de ce qui est observable dans les prairies naturelles (Figure 17). Elles présentent plutôt de bons niveaux de qualité.



**Figure 17 : Matières azotées totales dans l'herbe récoltée en première coupe pour les prairies naturelles et temporaires.**

Les histogrammes rouges et verts sont superposés, à des échelles différentes. Les effectifs sont précisés par les nombres noirs.

Entre nos trois régions, on a cette fois-ci un gros décalage entre les prairies des Alpes qui ont une forte teneur en matières azotées et les autres qui produisent une herbe de moins bonne qualité azotée en première coupe (Figure 18).



**Figure 18 : Caractéristiques de la qualité d'herbe récoltée en première fauche sur les trois terrains du projet MOUVE.**

Repères, du bas vers le haut : 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile. A : Alpes ; L : Livradois ; P : Pyrénées

### Modèle descriptif

Le modèle inter-sites montre une très grande importance du facteur régional, qui porte à lui seul 90% du caractère explicatif du modèle. Seuls les types fonctionnels de poacées permettent d'améliorer la compréhension de la qualité d'herbe récoltée (Tableau 11 et Figure 19). La réponse des prairies pyrénéennes (sans temporaires) reste très peu marquée, avec un faible alignement des points et un faible gradient exploré. Même si la gamme balayée par les prairies du Vercors est importante, la pente est particulièrement faible.



Tableau 11 : Modèles descriptifs obtenus pour la qualité d'herbe récoltée en première fauche.

	V1	V2	V3	p-val	R <sup>2</sup>
<b>Intersites</b>	Région	Proportion de graminées B	V1 : V2	<2.2°-16	78%
<b>Significativité</b>	***	***	NS		
<b>Variabilité portée</b>	89%	10%	1%		
<b>Alpes (28)</b>	Teneur en azote des feuilles	Teneur en carbone des feuilles		2.5°-3	39%
<b>Livradois (25)</b>	Proportion de graminées B			2.2°-4	47%
<b>Pyrénées (24)</b>				NS	NS

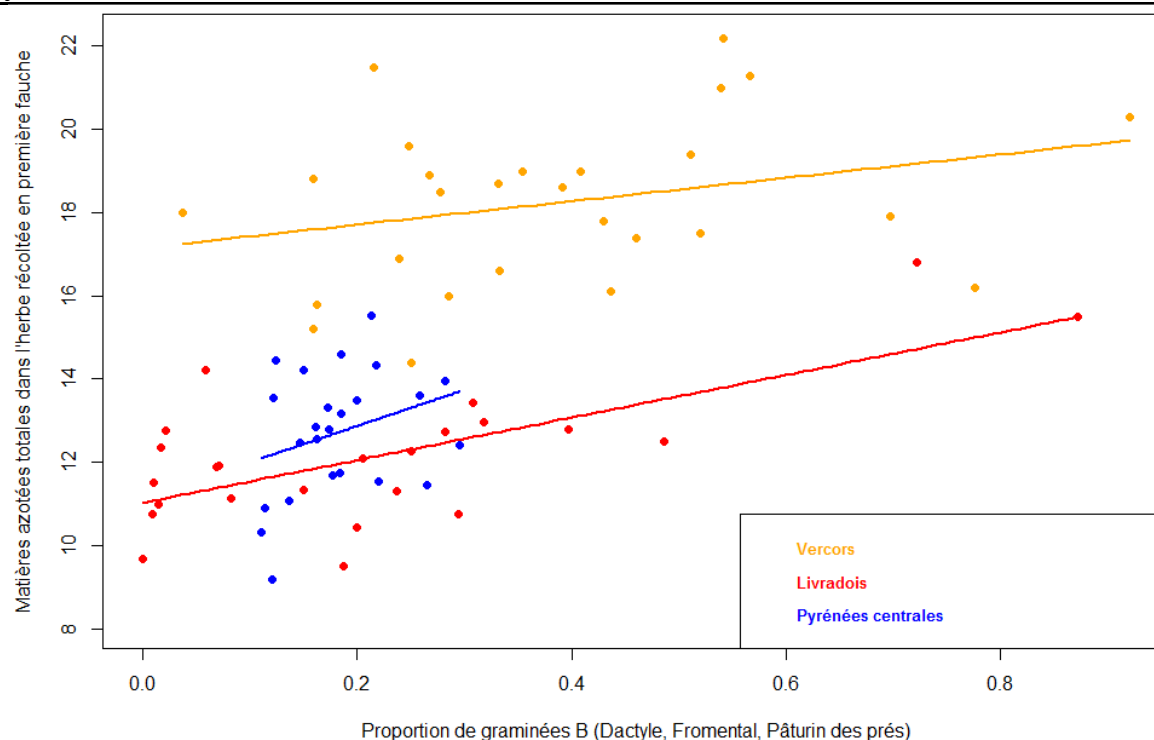


Figure 19 : Corrélation positive entre proportion de poacées B et teneur en matières azotées totales de l'herbe récoltée en première fauche

Ce modèle est stable au retrait des temporaires. Celles-ci sont riches en graminées B, et permettent d'étendre le gradient observé en prairies naturelles et ainsi d'améliorer la significativité de cette variable.

Les traits fonctionnels n'interviennent que dans les Alpes, cette fois-ci au travers de la chimie des plantes. Un modèle basé uniquement sur les prairies naturelles ne prend plus en compte les traits fonctionnels mais intègre l'utilisation bioindiquée.

Les prairies du Livradois suivent la dynamique générale et les prairies pyrénéennes ne peuvent pas être modélisées ici. Pour ce terrain l'ajout des temporaires a eu son importance, car sans l'élargissement du gradient de proportion de graminées, il n'y a aucun modèle valable.

### Modèle explicatif

L'indice de nutrition en azote mesuré sur la parcelle est la variable la plus significative du jeu de données pour expliquer la teneur en matières azotées totales récoltées en première fauche. Ici on ne peut pas la conserver car elle est mécaniquement liée aux matières azotées totales étudiées, sauf dans les Alpes. Dans ces conditions, aucun modèle ne permet d'expliquer écologiquement ou grâce aux pratiques agricoles la qualité de l'herbe récoltée sur l'ensemble des prairies du projet MOUVE.

**Tableau 12 : Modèles obtenus en inter-sites et par région pour la qualité de l'herbe récoltée en première coupe.**  
**CEC : capacité d'échange cationique ; Écart floraison-fauche : date de fauche – date de floraison**

	<b>V1</b>	<b>p-val</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Intersites</b>		NS	NS
<b>Alpes (28)</b>	<b>Écart floraison-fauche</b>	0.028	19%
<b>Livradois (25)</b>		NS	NS
<b>Pyrénées (24)</b>	<b>CEC</b>	5.00 <sup>e</sup> -4	43%

Le retrait des temporaires ne permet pas d'ajuster un quelconque modèle écologique aux données de qualité d'herbe.

Dans les Alpes, la plus ou moins bonne synchronisation entre la fauche et la phénologie de la prairie permet d'expliquer 19% de la variabilité de la teneur en matières azotées totales mesurées. Le modèle avec les seules prairies naturelles fait intervenir l'indice de nutrition en azote (utilisable ici). L'ajout des prairies temporaires fait disparaître cette variable.

Dans les Pyrénées, ce sont les conditions édaphiques qui paraissent intéressantes, comme c'était déjà le cas à propos de la quantité récoltée. Par contre la corrélation est cette fois-ci négative.

Pour finir, on ne présente pas ici de modèle de fusion puisqu'il est équivalent au modèle descriptif, présenté plus haut.

## 4. Discussion

### 4.1. Retours sur la stratégie d'analyse

#### *Les métriques agroécologiques : des bases robustes permettant de s'affranchir de conditions biogéographiques variées*

L'utilisation de modèles préexistants s'est avérée fructueuse pour comparer des données botaniques issues de zones distinctes. Tout l'intérêt de cette approche est d'utiliser un cadre préétabli à valeur générale, ici le modèle de G.Balent (Balent 1991), qui nous a permis à la fois de comparer la situation de nos parcelles à des références et de comparer nos parcelles entre elles malgré des compositions floristiques de départ nettement différentes (Figure 6).

Nous avons pu ainsi repérer des parcelles particulières (enfrichement de la 05 170 dans le Livradois) et établir un diagnostic général sur chaque site, avant de rentrer dans le détail des pratiques ou des conditions du milieu. Cette étape préalable est d'un grand intérêt dans ce type de travail. Le modèle permet d'évaluer pour chaque parcelle un ratio entre biomasse utilisée et biomasse produite ce qui renvoie vers la notion d'intensification. Il permet également d'évaluer la cohérence écologique des assemblages d'espèces qui résultent des pratiques actuelles et passées des agriculteurs (mesures des diversités écologiques). La combinaison des deux permet d'aborder la question difficile de l'intensification écologique au cœur du projet MOUVE. En effet, on peut mettre en regard un certain niveau d'intensité avec une stabilité supposée de l'assemblage botanique (Balent, Duru, and Magda 1993), renvoyant à la notion de résilience.

Nos interprétations restent toutefois des hypothèses puisque ce modèle empirique de dynamique de végétation n'a pas fait l'objet de validations suffisamment nombreuses. Tant que la robustesse de ce cadre n'aura pas été davantage testée, on ne pourra pas en rester là. Il faut nécessairement confronter ces premières idées à la gestion réelle et aux propriétés observées de la prairie.

Nous avons choisi de le faire en confrontant les résultats de la projection des prairies dans le modèle aux propriétés de ces agrosystèmes, par modélisation. Cette idée a conduit à évaluer la pertinence de l'ordination des espèces qui nous a fourni les coordonnées d'utilisation. La coordonnée de fertilité, censée refléter d'autres propriétés que les caractéristiques de ce qui est récolté, n'a pas été testée spécifiquement ici. Une rapide confrontation avec les indices de nutrition ne semblait pas dégager une très bonne corrélation.

Une autre façon de le faire serait de rencontrer les agriculteurs concernés et de voir avec eux si les caractéristiques observées sont surprenantes, ou si elles ont une explication. Typiquement, un agriculteur peut assigner différentes fonctions à ses prairies selon la facilité d'accès, le potentiel de production... Un tel comportement peut logiquement se retrouver dans la projection de ses parcelles. Il ne serait pas étonnant de retrouver des parcelles très distantes des bâtiments d'exploitation, peu fertiles et assez peu utilisées. A l'inverse, une parcelle proche et à bon potentiel pourra être utilisée beaucoup plus intensivement. Les conséquences sur la stabilité des communautés pourront être très variées et seraient très intéressantes à confronter avec un retour de l'éleveur sur des variations interannuelles de production ou de qualité par exemple. Dans le cadre de ce stage, le retour vers les agriculteurs n'a pas été possible en particulier en raison de leur dispersion géographique.

Un autre cadre préétabli a été construit par l'UMR AGIR à partir de la typologie fonctionnelle des graminées (Cruz et al. 2010). Les chercheurs de cette unité ont proposé une série d'indices permettant d'exploiter directement la composition en graminées des prairies en termes de productivité, de précocité, de tardivité, de digestibilité, de vitesse de décroissance de la qualité et enfin de souplesse d'exploitation (Duru et al. 2010). Ces indices, utilisés par exemple dans Duru et al. 2013, permettent d'avoir une évaluation intéressante des propriétés de la prairie et de son potentiel de production. Ils diagnostiquent par contre assez mal les services non fourragers. Nous ne les avons pas utilisés faute de temps, mais ils complèteraient efficacement le modèle de G.Balent.

## **Les choix de modélisation exploratoire fixent des limites qui contraignent les possibilités d'analyse**

Dans un second temps, nous avons voulu comprendre quels étaient les déterminants de la valeur productive des prairies, à partir d'informations très variées sur l'intensité, la temporalité des pratiques agricoles, sur le sol et sur la flore. Pour cette dernière, l'utilisation de traits fonctionnels permet de comparer des flores de régions différentes. Les données agronomiques, pédologiques et climatiques sont a priori tout à fait comparables entre zones biogéographiques. En revanche, les systèmes de production sont bien différents sur nos trois zones, le risque était donc de n'observer que ces modes de production au travers de nos modèles.

**L'effet site**, intégré dans tous nos modèles, porte des informations assez diverses :

- Des différences connues mais pas forcément considérées dans les données, dont plusieurs paramètres liés au climat, ou même le pool floristique de chaque région.
- Des différences dont les effets sont inconnus comme l'hétérogénéité des protocoles détaillés (par exemple pour les dates de mesures ou les estimations de biomasse).

Certaines différences pouvant effectivement être considérées dans notre jeu de données, nous avons dans un premier temps essayé de réaliser des modèles en laissant les variables entrer sans contrainte, c'est-à-dire sans effet site préalable. Dans la plupart des cas, aucune variable ne se trouvait plus significative que l'effet site. Dans les autres cas, les protocoles de mesure des variables significatives étaient hétérogènes et il n'était donc pas correct de les intégrer sans interaction avec le facteur régional.

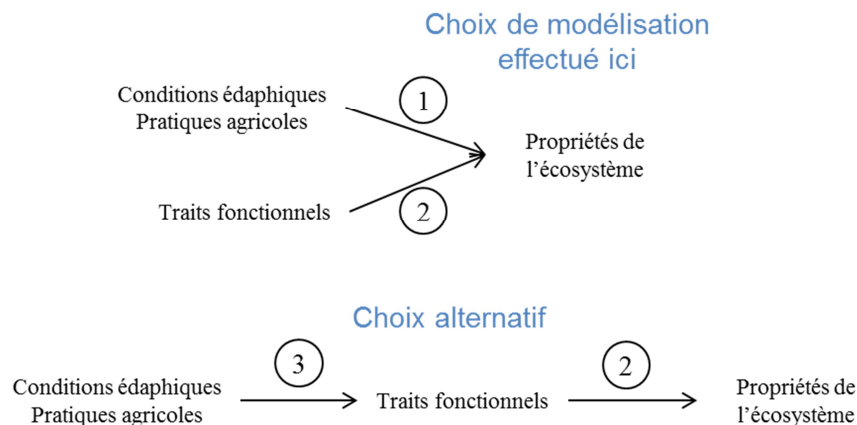
De ce fait, utiliser un modèle mixte avec un effet aléatoire régional aurait pu être une autre solution pour analyser nos données. Cela aurait permis de considérer les données recueillies sur un même site comme appartenant à un bloc au sens statistique du terme.

Ensuite, la **distinction des variables selon leur nature** était intéressante pour notre analyse. Le modèle d'effet direct des conditions édaphiques et des pratiques sur les propriétés de l'écosystème permet de comprendre les mécanismes écologiques à l'œuvre. D'un autre côté, le modèle descriptif, faisant intervenir les descripteurs de la communauté végétale, permet de voir si cette flore intègre bien les conditions du milieu et les pratiques. Le rassemblement des deux types de variables permet de voir lequel est prédominant, et s'il peut être complété de manière intéressante par le second.

Il faut ici revenir sur un choix effectué dans la stratégie d'analyse. Nous avons décidé d'intégrer les métriques agro-écologiques issues de la bio-indication dans les descripteurs de la flore. Ceci était un choix, qui nous a conduit à voir qui, parmi tous les descripteurs botaniques possibles, qu'ils soient issus de mesure brute ou bien d'analyse plus complexe comme c'est le cas de ces métriques, était le plus significatif en relation avec les propriétés de production. Pour les modèles de quantité de biomasse (paragraphe 3.2.1), cette démarche a conduit à vérifier en quelque sorte la supériorité de la coordonnée d'utilisation par rapport aux autres descripteurs. La métrique écologique d'utilisation entrant seule dans le modèle interrégional (Tableau 7), nous avons directement pu tester sa pertinence, face à la propriété des prairies qu'elle est censée refléter. Cette étape a en quelque sorte constitué une validation du caractère général des valeurs indicatrices attribuées aux espèces dans le modèle de G.Balent. Par contre par cette méthode nous n'avons pas pu voir quelles caractéristiques fonctionnelles de la flore étaient fortement reliées à la quantité de production.

Il faut donc être conscient de la stratégie d'analyse attachée à nos choix de modélisation. L'objectif n'était pas d'étudier les relations de très nombreuses variables avec une propriété de production mais avant tout de hiérarchiser leurs effets selon leur pertinence statistique. L'étude de la logique d'action des variables dégagées s'est faite dans un second temps, et uniquement sur les plus significatives donc.

Plutôt que de réaliser deux modèles indépendants comme nous l'avons fait ici, il pourrait être plus pertinent de chercher à enchaîner deux modèles : un premier entre les propriétés de l'écosystème et les descripteurs de la flore ; un second entre les descripteurs botaniques d'intérêt et les conditions du milieu et les pratiques (Figure 20)



**Figure 20 : Deux approches possibles pour comprendre la logique menant à des propriétés écosystémiques à partir de conditions édaphiques brutes et de pratiques de gestion**

Cela permettrait de mieux décomposer la logique menant à certaines propriétés de l'écosystème à partir de conditions brutes du milieu et des pratiques et d'appuyer sur le rôle de filtre de la flore, avec seulement quelques données environnementales pertinentes à l'arrivée. Toutefois, construire une telle chaîne supposerait une relation 1 assez forte (avec un bon  $R^2$ ) pour avoir une base solide dans la seconde modélisation.

La démarche est utilisée avec grand intérêt dans le travail de Quetier, Thebault, and Lavorel 2007.

Gardarin et al. 2014 ont choisi de faire les trois modèles possibles pour étudier la digestibilité de l'herbe produite sur une prairie. En se focalisant sur la teneur en matière sèche des feuilles (TMSF), qui est le trait fonctionnel le plus intéressant, on voit une certaine convergence des deux approches :

- Les conditions pédoclimatiques les plus intéressantes pour expliquer la digestibilité sont l'intensité de perturbation, la fréquence de perturbation et l'indice de nutrition en phosphore ( $p\text{-val} < 1\%$ ).
- Les conditions pédoclimatiques qui déterminent la TMSF sont l'évapotranspiration potentielle (ETP), ainsi que les trois variables citées précédemment.

La réalisation du modèle compilant tous les types de données fait ressortir ces mêmes variables : TMSF, ETP, intensité de perturbation (et enfin proportion d'annuelles). On peut en déduire dans leur cas qu'il y a des effets liés aux pratiques et aux disponibilités en nutriments dont les traits choisis ne rendent pas entièrement compte.

Du point de vue pratique enfin, le choix consistant à utiliser une construction manuelle des modèles afin d'avoir un contrôle accru et une meilleure analyse des variables fortes ne s'est pas avéré très intéressant. Utiliser des méthodes automatiques communes comme la procédure *stepwise* aurait permis de gagner beaucoup de temps et ne nous aurait pas fait rater beaucoup d'informations.

### **Que peut-on attendre de modèles exploratoires dans des analyses comparatives ?**

Dans notre travail, l'ajustement des variables explicatives aux propriétés modélisées est assez mauvais. Si on atteint un  $R^2$  de 78% dans le modèle descriptif de la MAT, toute la variabilité est en fait portée par l'effet site qui n'explique rien. En dehors de ce modèle, le coefficient de régression ne dépasse pas une quarantaine de pourcents, souvent entachés de l'intervention significative du facteur régional. Dans tous les cas, on ne peut pas espérer utiliser ces modèles pour effectuer des prédictions de la valeur productive d'une prairie.

Dans le même type de travail, l'étude de Michaud et al. 2012 aboutit à une modélisation de la TMSF qui explique 31% de la variabilité étudiée. Les autres traits sont mieux modélisés en général, mais sont a priori moins reliés aux propriétés productives d'une prairie.

Gardarin et al. 2014 obtiennent des résultats intéressants en termes de performance des modèles ( $R^2$  de 63%). Toutefois, une prédiction de digestibilité se basant sur cette régression nécessiterait beaucoup de données, pas forcément faciles à évaluer comme l'intensité de perturbation. La dimension

interrégionale de ces modèles laisse penser que les conclusions pourraient être applicables à une large échelle, c'est la difficulté de récolte des données nécessaire qui rend les résultats peu applicables. En comparaison, Lavorel et al. 2011 ont trouvé des corrélations fortes entre quantité de biomasse produite et composition fonctionnelle de la végétation + disponibilité en eau du sol. Grâce à un  $R^2$  de 67%, ils ont pu obtenir des prédictions a priori très satisfaisantes sur un jeu de validation ( $p\text{-val} = 0.005$ ). Cette étude était toutefois locale, la valeur générale de prédiction n'est donc pas certaine. Des prédictions de ce type paraissent toujours plutôt réservées aux chercheurs qui voudraient compléter leurs jeux de données, principalement du fait de la difficulté que représente la récolte des données, impliquant des analyses, même sommaires, de sol ou de végétation. Il reste peu vraisemblable d'envisager une application concrète pour évaluer la valeur productive d'une prairie. Dans une telle optique, il faudrait dans un premier temps se restreindre à la mesure de variables facilement récoltables sur le terrain, par des acteurs du développement agricole par exemple.

L'approche par modélisation exploratoire a finalement pour principal but de décrire des relations, et d'observer des logiques, qui soient les plus générales possibles. **La hiérarchisation statistique des données telle qu'elle a été réalisée ici est intéressante pour évaluer la significativité réelle de certaines données a priori importantes.** On peut par exemple comparer l'importance des pratiques de fertilisation par rapport aux descripteurs des conditions édaphiques. En revanche, d'un point de vue applicabilité, une telle hiérarchisation peut nous faire passer à côté d'études intéressantes. Nous n'avons par exemple pas du tout observé les effets des fertilisations sur les propriétés de l'écosystème. C'est pourtant sur de telles variables qu'on a un pouvoir direct. C'est pourquoi ces travaux conduisent très rarement à fournir des conseils de gestion aux agriculteurs pour gérer une prairie de telle ou telle manière. Dans notre travail, les observations réalisées ne montrent que des particularités locales de gestion, mais ne permettent pas d'aller plus loin. C'est-à-dire que la relation entre variable explicative et propriété de l'écosystème n'a jamais pu être traduite, pour les modèles inter régions, en relations de cause à effet.

Dans l'objectif de rechercher de telles tendances, de fournir des conseils aux agriculteurs ou d'observer l'impact précis de leurs pratiques, il faut considérer ces variables unes à unes. Une telle démarche n'implique pas de mobiliser des méthodes statistiques lourdes, comme ç'a été le cas ici avec la construction de modèles pas-à-pas manuellement, la sélection de variables, l'analyse des variabilités portées par chacune d'entre elles... Il suffit de se mettre d'accord sur des variables qui paraissent pertinentes d'un point de vue agronomique, éventuellement en se plaçant orthogonalement à d'autres facteurs que l'on veut lisser. Dans cette idée, observer l'influence des dates de récolte par rapport à la phénologie de la prairie paraît en fait assez naturel.

## 4.2. Élaboration d'un diagnostic interrégional par la combinaison des deux approches

### *Les valeurs indicatrices des espèces vis-à-vis de l'utilisation validées mais à compléter*

Le modèle Fertilité-Utilisation a démontré sa pertinence dans plusieurs études sans faire toutefois l'objet de validation proprement dite. Dans un travail portant sur la colonisation de parcelles par le frêne (Julien, Alard, and Balent 2006), les auteurs ont pu préciser une limite claire d'intensification au-delà de laquelle l'arbre ne pouvait s'installer. Dans une étude de prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron (Balent, Duru, and Magda 1993), la projection des parcelles est apparue tout à fait cohérente connaissant les contextes agronomiques locaux. Un retour vers les agriculteurs avait alors permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle des prairies avec une très faible diversité écologique étaient très sensibles aux modifications de pratiques et aux événements exceptionnels (sécheresse...). Enfin, une analyse diachronique (entre 2002 et 2012) sur les prairies pyrénéennes ici étudiées (Noirault 2012) a montré une évolution globalement logique du positionnement des parcelles dans le temps et selon les itinéraires techniques associés. La constance des pratiques appliquées sur ces parcelles conduisant à une homogénéisation globale des niveaux de fertilité et d'utilisation.



Si ces expériences confortent les intérêts du modèle, peu de travaux avaient jusqu'ici entrepris de considérer les valeurs indicatrices des espèces en dehors du domaine initial de calibration, soit dans les Pyrénées. Ainsi, même si ces caractéristiques déterminées sont censées être intrinsèques et à valeur générale, la relation effective entre coordonnées du modèle et propriété / service de la prairie n'était pas évidente a priori, vues notamment les spécificités botaniques propres à chaque terrain (figure AFC).

**Le modèle descriptif montre bien une corrélation intéressante de la quantité récoltée avec la coordonnée d'utilisation** (Tableau 7). Il est bien logique de voir apparaître la donnée d'utilisation et non pas celle fertilité en priorité dans les modèles. Car si cette dernière peut être plus ou moins assimilée à une grandeur de production potentielle, indépendante de ce que retire effectivement l'agriculteur, celle d'utilisation est censée intégrer la pratique. Et nos données de biomasse récoltée sont effectivement évaluées (avec un calage plus ou moins fin) au moment où l'éleveur réalise le prélèvement par fauche. La donnée intègre donc bien l'itinéraire technique, et on a quelque chose qui est proche du service réalisé de quantité de production. Par contre les utilisations secondaires (pâturage estival, déprime, seconde fauche) ne sont pas considérées. Globalement, l'ordination des espèces et des parcelles selon l'axe d'utilisation reflète bien ce qu'elle cherche à décrire, soit ce que l'agriculteur retire de sa prairie.

Si cette validation a été faite par le modèle descriptif interrégional, l'absence de cette métrique dans les modèles locaux des Alpes et surtout des Pyrénées pose des questions intéressantes :

- Pour le Vercors, on a un trait fonctionnel qui est plus intéressant que la métrique d'utilisation (hauteur au stade végétatif). La hiérarchisation statistique masque donc la pertinence de celle-ci qui est en réalité significative ( $p\text{-val} < 5\%$ , résultat non illustré).
- Pour les Pyrénées le modèle obtenu est très peu explicatif et la métrique d'utilisation n'est pas significative. Ceci est difficilement compréhensible dans la mesure où les valeurs indicatrices des espèces ont été établies dans des conditions pédoclimatiques proches, dans la vallée d'Oô. On pourrait donc imaginer avoir une relation plus évidente avec le service de production sur ce terrain.

La force de la corrélation reste toutefois modeste, le  $R^2$  de 43% est le maximum, obtenu dans le Livradois. Ceci amène donc à être prudent quant à la confiance qu'on peut accorder à la métrique d'utilisation construite dans l'étude de G.Balent. Si les diagnostics entre régions sont sans doute valables, les diagnostics plus locaux, à la parcelle, qu'on pourrait chercher à faire seraient plus hasardeux. Si le niveau de corrélation n'est pas très fort, c'est probablement aussi qu'on a utilisé ce modèle sur certaines prairies qui sortent du domaine de validité de l'étude. On y a notamment intégré des parcelles temporaires, présentant parfois de fortes abondances de luzerne. Il est fort probable que leur positionnement plus ou moins cohérent affaiblisse la corrélation observée.

Une perspective pour améliorer la pertinence de ces métriques générales serait d'y **intégrer des parcelles cohérentes écologiquement en provenance d'autres sites** (il y en a par exemple dans celles du Vercors étudié ici). Cela conduirait à affiner les valeurs indicatrices de certaines espèces étonnamment positionnées : le ray grass anglais est par exemple considéré comme une espèce typique de prairies peu utilisées (annexe 5). Cela permettrait également d'intégrer des espèces très importantes pour diagnostiquer certains sites : le chiendent, omniprésent dans les Alpes, ne possède pas de valeur indicatrice dans le modèle Fertilité-Utilisation. Globalement, l'intérêt serait d'augmenter le pouvoir généralisable du modèle et la pertinence des métriques qu'on en retire.

### ***La relation entre temporalité de l'exploitation et quantité récoltée permet de retrouver les logiques locales d'exploitation***

On retrouve la synchronisation entre fauche et phénologie de la parcelle dans le modèle interrégional de quantité produite et dans le modèle alpin de qualité. Dans le premier cas, il n'y a a priori pas de relation de cause à effet à chercher. On repère surtout des logiques d'exploitation contrastées selon les terrains.



Dans les Pyrénées, toutes les prairies sont récoltées tard, mais à peu près autour du même stade du point de vue de la maturité. Cette homogénéité dans la synchronisation des dates de récolte avec la phénologie est permise par l'étagement altitudinal des parcelles gérées par un même exploitant qui se retrouve dans des dates (calendaires cette fois) de maturité variées. En conséquence il n'y a pas de stratification des terroirs sur l'axe horizontal, ils se retrouvent mélangés (Figure 21.b). Toutefois, les contraintes pratiques, notamment le temps limité pour faire ces récoltes amènent inévitablement à sacrifier certaines prairies, en les exploitant plus tard. On peut raisonner de cette manière car presque toutes les prairies étudiées dans les Pyrénées (sauf 4) sont exploitées par le même éleveur. On voit assez nettement que les prairies les moins productives sont récoltées avec un décalage plus grand par rapport à leur maturité, qu'elles soient sur les terroirs de Versant ou de Granges. Les quatre prairies de plaine produisant beaucoup sont récoltées tôt par rapport aux autres. **On favorise donc les meilleures prairies, qui donneront a priori une meilleure qualité.** Les parcelles les moins productives présentent en général une évolution moins brutale de la qualité, et sont a priori plus souple pour une exploitation tardive.

Mais globalement, cette récolte tardive conduit à récupérer un fourrage de faible qualité par accumulation de tissus plus coriaces et moins riches en nutriments.

Dans le Vercors, les prairies appartiennent à sept exploitations. Le faible nombre de prairies étudiées par éleveur (parfois une seule dans le jeu de données final) ne permet donc pas d'observer l'ensemble de la logique de récolte dans leur calendrier d'activités. Par contre on comprend la logique régionale puisque l'échantillon reflète bien la diversité locale de gestion. Les parcelles du Vercors se séparent en deux groupes : très peu de prairies sont fauchées autour de la floraison, soit la récolte est précoce, soit elle est tardive. Les premières ont logiquement pour but de rentrer un foin de qualité, avec une bonne teneur en azote notamment. Cet objectif poursuivi par les éleveurs se répercute en effet en une MAT significativement meilleure pour ce groupe de parcelles. La Figure 21.a montre que non seulement ces parcelles servent à produire du foin de qualité, mais que ce sont aussi les prairies à forte productivité, à fort potentiel, qui sont utilisées pour cela. Car plutôt que d'observer un compromis quantité / qualité, les deux propriétés sont meilleures dans le premier groupe de parcelles. Elles sont en général exploitées une seconde voire une troisième fois dans la saison, ce qui correspond également sur l'année à une forte rentrée de biomasse.

Les parcelles fauchées plus tardivement, à peu près au même stade que dans les Pyrénées, présentent assez logiquement une moins bonne qualité vis-à-vis de l'azote. Comme ce sont aussi les prairies à faible potentiel qui ont été conservées pour assurer un stock de foin suffisant en quantité, la biomasse récoltée est inférieure à celle des premières, malgré l'accumulation d'herbe sur pied permis par le retard de fauche.

En conclusion, **une première exploitation (tout début juin en 2012) permet de récupérer un foin de qualité sur des prairies à bon potentiel de production. Une seconde (autour du 15 juin) permet de récupérer une quantité satisfaisante d'herbe**, sur des prairies à moins bon potentiel, **pour assurer un stock suffisant.** Cette logique est souvent valable à l'intérieur des exploitations mais reflète aussi des différences de gestion entre exploitations. En effet, la précocité des premières récoltes vise également à faire une seconde voire une troisième coupe sur certaines prairies (non observées ici puisqu'on ne s'intéresse qu'au premier cycle). La stratégie de fauche tardive est plutôt privilégiée par des exploitants en agriculture biologique par exemple, pour favoriser d'autres services (diversité floristique...).

La comparaison de ces deux terrains met en évidence des logiques de production bien différentes. La phase d'exploitation précoce n'existe pas dans les Pyrénées et les éleveurs ne rentrent donc pas vraiment de foin de qualité pour l'alimentation des bêtes. Ils récupèrent surtout un stock quantitatif suffisant pour passer l'hiver. Ce stock est d'ailleurs souvent assez juste du fait de la petite taille des propriétés, ce qui motive la pratique précoce de déprimage. Il est probable que 200-300°C.jours avant la floraison dans les Pyrénées, la biomasse soit insuffisante pour faucher, notamment parce que presque toutes les parcelles ont déjà été pâturées (Noirault 2012). La fauche ne se fait pas précocement, tout simplement parce qu'il n'y a pas assez d'herbe, malgré une bonne qualité à ce moment-là. D'autre part, l'apport d'aliments de meilleure qualité se fait dans les Pyrénées avec du

maïs ensilage ou du méteil ensilage. L'ensilage n'étant pas autorisé pour la production de bleu du Vercors, c'est l'herbe qui assure à la fois la qualité et la quantité, grâce à deux, voire trois périodes d'exploitation.

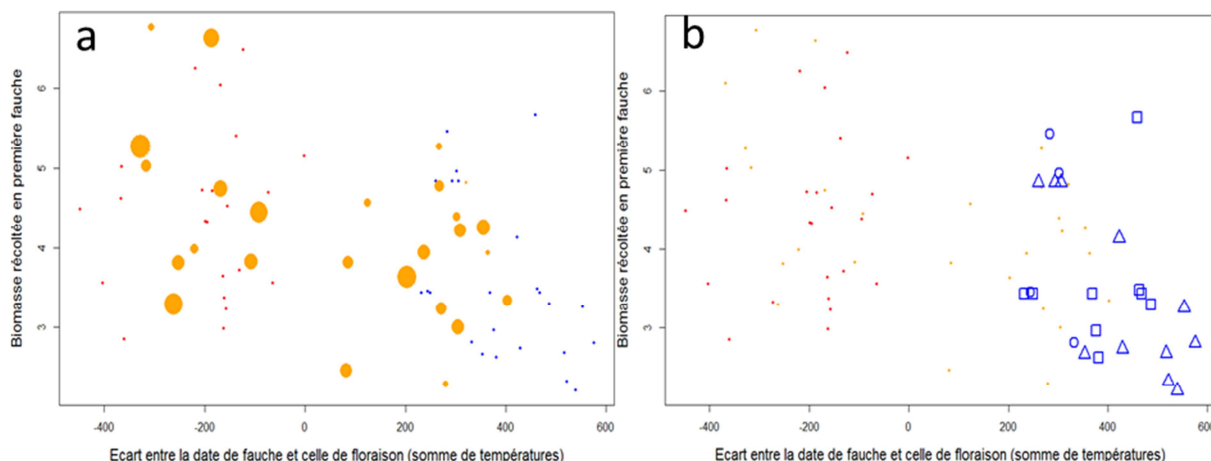


Figure 21 Représentation de la relation biomasse récoltée - synchronisation fauche / floraison.

En rouge le Livradois, en orange le Vercors, en bleu les Pyrénées

a) Présentation selon la MAT récupérée sur les prairies des Alpes. La taille des points oranges varie selon la MAT récupérée sur la parcelle en question.

b) Présentation selon le terroir auquel appartient la parcelle. Ronds : terroir de plaine ; carrés : terroir de versant ; triangle : terroir de grange.

Pour terminer, les prairies du Livradois sont toutes exploitées tôt phénologiquement parlant, autour de début-juin pour l'année 2012 ou éventuellement mi-juin pour les plus tardives. Les parcelles appartiennent à douze exploitations agricoles différentes, on n'observe donc pas non plus les contraintes du calendrier d'activité des fermiers. La relation relie le paquet de cinq parcelles exploitées plus précocement aux autres (Figure 15). Comme pour le Vercors, on a **quelques prairies exploitées d'abord, pour favoriser la qualité de l'herbe par ensilage par exemple**. Ce sont là aussi les prairies à plus fort potentiel (en se basant sur la typologie des prairies permanentes de Launay (coord.) et al. 2011) qui sont l'objet de ces récoltes précoces. Par contre, la situation des parcelles « tardives » pose question. En regardant le nuage de points diffus, ça **laisse penser qu'il n'y a aucune stratégie particulière dans la récolte de ces prairies**. Ayant dû assigner la même date de fauche à toutes ces prairies, il faut considérer que la projection de ce terrain est la moins fiable.

On a toutefois une logique commune avec le Vercors, mais beaucoup moins étalée dans le temps, la séparation « précoces » / « tardives » ne représentant ici que 200°C.jours. Cette restriction à une période précoce peut tout à fait s'expliquer par le fait que les agriculteurs du Livradois doivent libérer du temps pour la récolte des cultures qui arrivent à maturité un peu après.

### **Les conditions édaphiques plus explicatives que les pratiques actuelles et que les indices de nutrition**

Les territoires que nous étudions sont marqués par une longue tradition d'élevage et de gestion des prairies. Les conditions édaphiques actuelles, même celles qu'on considère souvent comme indépendantes des pratiques (à court terme), résultent de cette histoire de gestion, en interaction avec la roche-mère. Le modèle interrégional ne faisant ressortir aucune variable édaphique, l'hypothèse à retenir est plutôt que la composition de la roche-mère n'a pas une si grande importance, à moins que son contenu explicatif ne soit entièrement inclus dans l'effet site. Par contre, l'histoire locale de gestion, par exemple avec des contextes très différents dans les trois terroirs des Pyrénées, conduit à des modèles locaux intéressants, liant sol et quantité de production.

On constate une certaine supériorité des variables édaphiques brutes devant les indices de nutrition dans les relations avec les propriétés productives de l'écosystème. Ces derniers n'interviennent jamais, ou assez loin comme pour le modèle explicatif de quantité pyrénéen.

On pourrait en conclure qu'aucun des trois éléments visés par les indices de nutrition ne paraît limitant pour la croissance des plantes, malgré des INs (sauf pour le phosphore) toujours inférieurs à 100%. Il y aurait donc **d'autres paramètres plus contraignants et donc plus déterminants pour la croissance**, entrant en priorité dans les modèles ou non considérés ici.

Notamment, l'indice de nutrition en azote ne sort pas dans le modèle alpin d'explication de la qualité. Ainsi, un sol qui contient beaucoup d'azote disponible pour la croissance des plantes (définition des INs) ne permettra pas forcément d'obtenir plus d'azote dans le couvert végétal à la récolte. Cet élément ne serait donc pas le plus limitant pour la croissance, et l'accumulation d'azote dans les plantes pour les Alpes serait déjà « optimal ».

Ces remarques rejoignent les conclusions effectuées par Pierre Gos, dans le second article de sa thèse. Il y précisait que les prairies du plateau avaient probablement atteint un palier dans la relation biomasse – fertilisation. Cette fois-ci la conclusion vient d'une confrontation directe entre INs et propriétés productives, et concerne également la donnée de qualité récoltée.

En inter-sites, toutefois, nous verrons que plusieurs limites à propos de la mesure des INs font craindre des données non comparables (paragraphe 4.3).

Enfin, **le ratio bactéries / champignons modélise bien la production de biomasse sur le territoire des Alpes**. Ce ratio n'apparaît que dans le modèle avec prairies temporaires qui montrent une communauté microbienne bien différente, davantage dominée par les bactéries. Même si les études menées à propos de ce ratio portent des conclusion en partie contradictoires, une bonne partie des mécanismes à l'œuvre laissent penser que le turnover de l'azote dans le sol est réellement plus rapide quand la communauté microbienne est dominée par les bactéries (de Vries et al. 2006). Ainsi, une dominance de la population bactérienne est généralement associée à une plus forte production de l'écosystème et cette relation est étayée par plusieurs études récentes (Gos 2013 chap.2; Grigulis et al. 2013). Nos données vont donc dans le sens de ces travaux, montrant que c'est la donnée la plus pertinente pour un de nos terrains.

### ***Quelles conclusions tirer de cette comparaison multi-sites ?***

Les métriques agro-écologiques laissent imaginer une gestion performante des prairies dans le Vercors, permettant à la fois d'avoir un niveau d'utilisation et de fertilité forts sans perturber les communautés végétales. L'apparente homogénéité qui ressortait de la projection dans le plan Fertilité – Utilisation cachait des logiques d'exploitation contrastées entre parcelles. Ce que nous avons réussi à déceler, c'est essentiellement que **les éleveurs ajustent assez finement leur date de fauche selon la fonction qu'ils attribuent à la prairie**. Les modèles sont cohérents, que ce soit pour décrire (via la composition fonctionnelle) ou expliquer (via les conditions écologiques et agronomiques de gestion) la quantité / qualité récoltée. Ce comportement logique, des traits fonctionnels d'un côté et des conditions du milieu + pratiques agricoles de l'autre vis-à-vis des propriétés de production des prairies laisse entendre que la communauté végétale est effectivement en cohérence avec la gestion et le milieu.

Pour le Livradois en revanche, les métriques agro écologiques nous décrivaient des parcelles gérées dans un gradient important d'intensification et dont les communautés végétales étaient très peu stables. Ce gradient ne se retrouve pas dans les modèles écologiques construits puisqu'aucune variable de fertilisation notamment n'intervient. On le retrouve pourtant bien dans nos données, puisque c'est le seul territoire sur lequel l'amendement minéral des prairies est si important (voir annexe 6). Les prairies ne répondent donc pas nettement à ces pratiques d'intensification, pour le coup peu écologiques. L'amendement étant apporté à la fois sur des prairies à fort potentiel et sur des prairies plus médiocres, on ne peut pas invoquer de rattrapages de ces dernières grâce à l'engrais. La seule hypothèse que l'on peut émettre est que l'effet de la fertilisation minérale importante est contrebalancé par une exploitation plus précoce. Parmi les neuf parcelles amendées minéralement, six font partie du groupe de parcelles fauchées « précocement », soit autour de 660 °C.jours. Les prairies ont alors moins de temps pour accumuler de la biomasse et le facteur d'amendement minéral est masqué.

Une incohérence qui est du coup d'autant plus frappante est que la qualité d'herbe récoltée est très faible. Une récolte précoce doublée d'amendements minéraux devrait à l'inverse conduire à une herbe à forte teneur en azote. Dans tous les cas, l'homogénéité globale des gestions menées sur les prairies et la relative constance des conditions pédologiques a pour conséquence de ne faire sortir aucun modèle explicatif pertinent.

D'un autre côté, la flore modélise assez bien les propriétés productives mais l'ajustement des régressions est largement porté par deux ou trois parcelles très particulières qui élargissent beaucoup les gradients (Figure 13 et Figure 19). La logique des réponses observées avec nos méthodes d'analyse ne permettent toutefois pas de confirmer la supposée incohérence des assemblages botaniques, pourtant confirmée par les botanistes (G.Balent, communication personnelle).

Pour finir, les métriques agro écologiques indiquaient un territoire pyrénéen assez peu fertile et peu utilisé par rapport aux deux autres. L'apparente cohérence des communautés végétales montrait que les parcelles étaient depuis longtemps fertilisées et utilisées de la même façon et que la flore avait eu le temps de s'adapter à ces conditions agronomiques ainsi qu'aux conditions du milieu.

Les modèles réalisés ne permettent pas de confirmer cette cohérence entre l'assemblage botanique et le mode d'utilisation puisqu'aucun modèle descriptif (Tableau 7 et Tableau 11) n'est pertinent. En revanche, le sol, aux propriétés marquées par de nombreuses années de pratiques, explique particulièrement bien les propriétés de production.

La faible fertilité indiquée semble quant à elle confirmée par des calculs d'apports/exports de nutriments sur une année (G.Bertoni, non publié). Les niveaux d'amendements sont pourtant similaires entre les Pyrénées et les autres terrains, avec même des apports plus importants en engrais de ferme (annexes 6 et 7). Cette fertilité des sols médiocre ne proviendrait donc pas des pratiques actuelles mais plutôt d'une perte de fertilité importante dans le passé.

### 4.3. Les limites du jeu de données et de l'étude

#### *Des inventaires botaniques à ajuster temporellement selon les besoins de l'étude*

Nous avons vu qu'aucune relation n'avait pu être établie entre caractéristiques fonctionnelles et propriétés de production dans les Pyrénées. La cohérence écologique forte des communautés sur ce terrain nous faisait pourtant attendre de bonnes relations flore - production.

L'analyse séparée des parcelles dont l'inventaire botanique a été mené peu avant la fauche, le 20 juin, a en revanche permis de construire un modèle tout à fait pertinent pour expliquer la quantité de production d'une prairie. **Il apparaît sur ce site que la précocité des inventaires botaniques réalisés sur certaines parcelles nous a empêchés d'obtenir des résultats pertinents en modélisation exploratoire.** Certains ont en effet été réalisés début mai pour précéder si possible l'entrée des animaux dans les parcelles déprimées.

A cette époque, la physionomie de la prairie est potentiellement bien différente de celle qu'on a au moment de la fauche, soit autour de la mi-juin pour un bon nombre des parcelles en question. Surtout, les écarts de développement des plantes peuvent amener à fausser largement les inventaires. Même si la méthode de la baïonnette n'accorde pas d'importance aux estimations visuelles, les espèces en plein développement prennent plus de place et seront notées sur de nombreux points. A l'inverse, des espèces encore au stade végétatif précoce, mais qui seront largement développées au moment de la fauche, sont considérées comme peu fréquentes. Ce caractère « temporellement dépendant » des inventaires botaniques est peu évoqué dans la littérature mais paraît ici handicapant pour obtenir des corrélations.

On peut conseiller, pour les études suivantes s'intéressant particulièrement à la fauche, de retarder la campagne d'inventaires botaniques, quitte à passer après les animaux. La campagne de terrain pourrait être décalée au mois de juin, pour permettre aux prairies déprimées de produire un nouveau couvert, représentatif de la récolte en fauche. La séparation des inventaires en deux phases comme ç'a été fait dans le projet MOUVE était nécessaire dans les Pyrénées vu l'étagement altitudinal des parcelles. Une même démarche, avec des campagnes autour du 01/06 puis autour du 20/06 et éventuellement autour du 15/07 pour balayer les trois terroirs serait plus pertinente dans un futur projet.

Dans l'idéal, la synchronisation entre relevés et récolte devrait être le plus fin possible. Pour les Pyrénées, l'éloignement entre le laboratoire de Castanet-Tolosan et le site d'étude choisi (2h30 de trajet) ne permettait pas multiplier les déplacements comme ç'a pu être le cas dans le Vercors, le terrain étant cette fois à moins d'une heure du laboratoire.

Lorsque ce type d'ajustement n'est pas possible sur tous les terrains d'une analyse multi-sites, il serait intéressant de caler les dates d'inventaires sur des paramètres phénologiques avec une métrique commune comme les sommes de températures.

### *Retour sur les hypothèses d'utilisation des traits fonctionnels*

Seuls les modèles des Alpes ont montré de bonnes relations entre traits et production, en qualité et en quantité. L'intérêt de ces traits fonctionnels est en accord avec de nombreuses études (Gos 2013; Lavorel et al. 2011; Lavorel 2013) et ceux qui interviennent sont particulièrement pertinents face à la propriété qu'ils expliquent.

Pour les Pyrénées, la limite liée aux inventaires botaniques complique l'interprétation des résultats. Les traits interviennent pour les parcelles relevées fin juin (Tableau 8) mais la variable qui apparaît (teneur en phosphore des feuilles) n'était pas la plus attendue.

Pour le Livradois ils n'apparaissent pas malgré une campagne botanique satisfaisante.

On peut ici revenir sur deux hypothèses ayant motivé l'utilisation de moyennes spécifiques issues de la base de données de traits fonctionnels établie en Ariège :

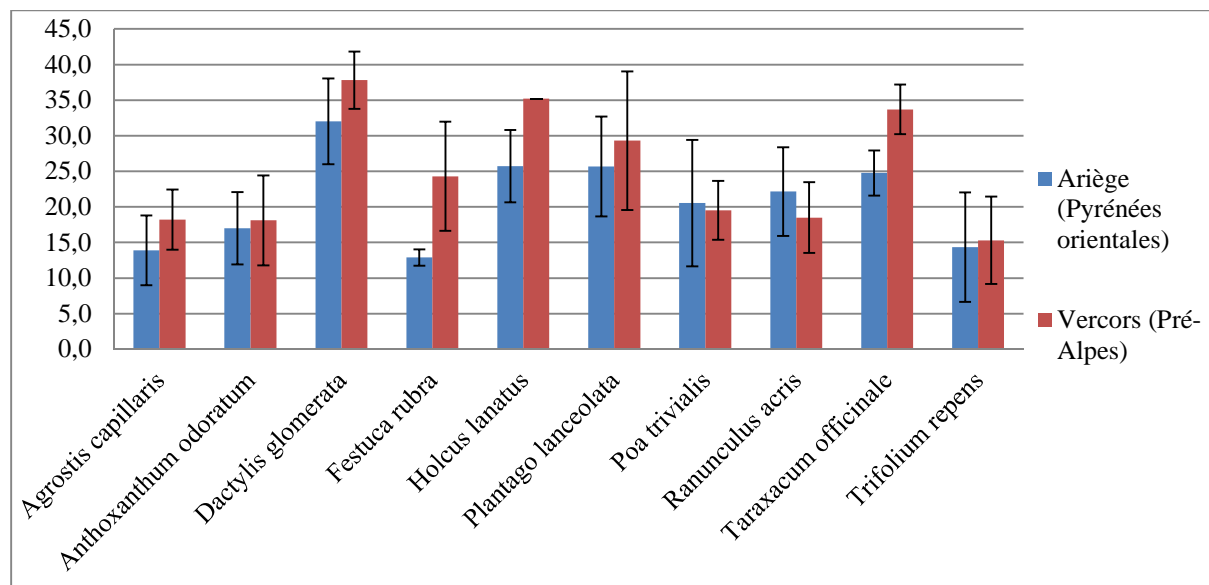
- La supériorité des différences interspécifiques face aux variabilités intraspécifiques dans un contexte pédoclimatique relativement homogène. Il est difficile de valider cela au vu des écart-types très importants dans les mesures effectuées dans le Vercors et en Ariège (Figure 22). Pour de nombreuses espèces, la barre d'erreur est plus grande que l'écart entre les moyennes de deux espèces distinctes.
- L'extrapolation possible des données recueillies en Ariège vers des conditions pédoclimatiques différentes dans le Livradois et, dans une moindre mesure, les Pyrénées centrales. Nos données ne confortent pas cette hypothèse : la différence est souvent plus marquée entre régions qu'entre espèces. La remarque est particulièrement valable pour les traits foliaires (voir annexe 7). On constate toutefois que les décalages sont assez systématiques : la hauteur végétative est, pour toutes les graminées, globalement supérieure pour les mesures du Vercors ; la teneur en azote des feuilles est à l'inverse toujours supérieure pour les mesures de l'Ariège... Le premier facteur qui explique cela est le décalage des dates de mesure : les relevés ont été effectués au stade végétatif des graminées pour établir la base de données en Ariège alors qu'ils ont eu lieu autour du pic de végétation dans le Vercors. On constate donc les décalages de stades phénologiques dans les écarts interrégionaux et on ne peut pas évaluer la véritable variabilité des traits entre régions.

Finalement, la stabilité générale des classements des espèces vis-à-vis de leurs valeurs de traits fonctionnels est largement remise en question, à la fois entre région et à l'intérieur d'une même région pour des modes de gestion différents. L'utilisation des moyennes de la base de données VISTA établie à Ercé pour les Pyrénées et le Livradois a donc dû limiter nos possibilités d'observer de véritables relations entre traits fonctionnels et propriétés de l'écosystème.

Au vu de tels comportements, j'aurais dû reprendre en détail la base de données établie en Ariège afin de raisonner à l'échelle des populations, définies dans le Matériel et Méthodes. Ceci aurait permis d'associer à chaque espèce, dans un milieu donné, une valeur plus pertinente qu'une simple moyenne.

Au-delà de la distinction des modes de gestion suggérée, répondant au premier tiret, une perspective est d'utiliser des bases de données plus locales. Nous savons par exemple que les travaux de l'INRA de Clermont-Ferrand, y compris dans le projet DIVHERBE ont abouti à la production d'une base de données dans le Massif Central. Y avoir accès nous aurait peut-être permis d'obtenir de meilleurs résultats.

L'idéal reste encore de réaliser les mesures de traits fonctionnels tels qu'ils ont été faits dans le Vercors même si cela est chronophage.



**Figure 22 : Hauteurs au stade végétatif des 10 espèces les plus communes dans le projet MOUVE.**  
L'histogramme présente les données par espèces, résultant de moyennes de mesures effectuées dans des conditions de gestion variées.  
La barre d'erreur est de un écart-type vers le haut et vers le bas et représente la variabilité intraspécifique et intrarégionale.  
Les écarts entre barres mitoyennes de couleurs différentes représentent la variabilité intraspécifique et interrégionale.  
Les écarts entre barres de même couleur représentent la variabilité interspécifique et intrarégionale.

### Les limites de notre jeu de données et les tentatives de correction

Il peut paraître étonnant de ne considérer aucune **variable climatique** lorsqu'on cherche à comparer des régions différentes. Si on a un contexte globalement homogène avec trois zones de montagnes humides, le Tableau 1 montre toutefois qu'un facteur prépondérant, la pluviométrie, n'est pas si uniforme. Nous pensons que la considération de variables continues climatiques n'aurait pas eu un grand intérêt ici puisque nous n'aurions eu au maximum que cinq valeurs, une par site et des détails pour les trois terroirs pyrénéens. Surtout, les contrastes interrégionaux auraient probablement été trop ténus pour voir entrer significativement ces variables. Nous supposons donc que notre effet site à trois modalités n'aurait pas été « décrypté » par des données climatiques.

Notre travail ne permet toutefois pas de l'assurer et cela reste une hypothèse non testée. Pour s'intéresser réellement à l'effet des conditions climatiques, il est de toute manière plus intéressant de considérer davantage de sites expérimentaux, comme dans les travaux de Michaud et al. 2012 ou Gardarin et al. 2014. Ceux-ci ont montré des effets importants du climat dans de larges gammes de conditions échantillonnées.

Par ailleurs, nous avons détaillé dans les Matériels et Méthodes différentes corrections effectuées dans le but de rendre les données comparables entre terrains. Pour obtenir une **grandeur de biomasse récoltée** analysable dans les Pyrénées, nous avons d'abord essayé d'utiliser la typologie des prairies permanentes (Launay (coord.) et al. 2011) pour projeter les biomasses mesurées trop tôt (fin avril ou fin mai). Nous avons pour cela utilisé les estimations de croissance printanière de ces types du tableau 2.1 p.102. Le but était de prendre en considération les vitesses d'accumulation contrastées de la biomasse selon le type de prairie. La détermination des types, parmi les cinq prairies d'altitude référencées, s'est avérée assez compliquée sans être sur place et sans contact avec les agriculteurs. Le critère portant sur le pourcentage de légumineuses était souvent peu déterminant puisque beaucoup de parcelles se situent près du seuil choisi de 10%. L'attribution d'un type à une parcelle s'est donc fait sur une impression générale, incluant la cohérence du relevé botanique avec les espèces typiques censées apparaître. Finalement, la projection réalisée colle très mal avec les biomasses effectivement



récupérées par les agriculteurs (voir annexe 8). Ceci conduit à invalider ce genre de corrections quand on cherche à faire des projections sur un tel pas de temps (1 mois et demi voire 2 mois). L'approximation linéaire de la croissance printanière ne tient plus sur une telle durée et aucun modèle plus fin n'existe à l'heure actuelle.

Par contre, **l'évaluation des quantités produites par enquêtes** donne des données comparables aux autres terrains et paraît donc satisfaisante. Pour favoriser le potentiel applicable de ce genre d'études comparatives, il serait en fait tout aussi intéressant d'étudier uniquement ce type d'informations, issues d'enquêtes agricoles, pour avoir clairement un service fourni par la prairie et non un hybride entre service réalisé et potentiel.

A propos des **matières azotées totales**, la projection effectuée dans les Pyrénées consistant à considérer que les prairies évoluent sur des courbes de dilution parallèles (Figure 2) était elle aussi une tentative. Rigoureusement, ce raisonnement est faux (P.Cruz, communication personnelle). Tout comme pour la biomasse, c'est surtout l'échelle de temps sur laquelle on a effectué cette projection qui paraît trop longue. Les modèles assez médiocres reliant qualité de l'herbe et variables disponibles dénotent possiblement notre approximation. Une tentative de réalisation d'un modèle comparant uniquement Vercors et Livradois (non présenté ici car réalisé en toute fin de stage) a montré des résultats intéressants, faisant de nouveau intervenir la synchronisation fauche – floraison.

Si les valeurs absolues sont comparables aux autres terrains et cohérentes avec les pratiques menées (récolte tardive), une telle projection paraît donc trop hasardeuse pour faire des observations pertinentes sur la MAT pyrénéenne. Notamment, on ne peut pas étudier les réponses des deux propriétés à de mêmes variables explicatives car par construction, la quantité de MAT diminue quand la biomasse augmente. Or on a pu voir en s'intéressant au cas du Vercors que la quantité et la qualité pouvaient tout à fait ne pas être négativement liées si on considère des parcelles différentes (Figure 21).

Pour les **indices de nutrition** (INs), nous n'avons pas tenté de correction, mais nous sommes conscients qu'il est difficile de comparer des indices établis dans des zones pédoclimatiques différentes. Par expérience, ces indices montrent qu'ils sont très sensibles au moment précis de la mesure (M.Duru, communication personnelle). Il faut donc au minimum effectuer la mesure au même moment (cela s'entend toujours en sommes de température) sur les prairies d'un site donné, ce qui n'a pas été le cas dans les Pyrénées par exemple (écart maximal de 240°C.jours...).

On ne peut pas exclure que les **intensités de fertilisations** n'entrent pas dans les modèles par imprécision des évaluations effectuées. Sauf dans les Pyrénées, les évaluations d'apport en engrais de ferme ont été faites à partir de données d'enquêtes brutes sans confrontation avec les éleveurs. La « validation » a seulement été faite par les chercheurs impliqués sur le terrain. Un travail plus approfondi sur l'effet de l'intensité de fertilisation nécessiterait des enquêtes plus précises, à la parcelle. Une façon de gommer notre imprécision de mesure serait de passer la variable de fertilisation en facteur à deux ou trois modalités (I.Boisdon, communication personnelle, Duru et al. 2013).

Au vu de toutes ces limites, il apparaît que dans un tel projet, **la sélection des variables à mesurer et l'établissement de protocoles communs réalisables partout devrait faire l'objet d'une réflexion plus poussée**. Typiquement, si les INs et les intensités de fertilisations précises sont certainement des paramètres importants localement, leur relative incomparabilité vus les contextes pédoclimatiques et productifs balayés ne rend pas leur étude pertinente dans une étude de ce type. Il en est probablement de même pour des conditions édaphiques comme les biomasses microbiennes difficilement analysables partout. A notre échelle, seules des données à valeur plus générale (dont une bonne partie ont été mesurées ici) entrent en ligne de compte et il serait bon de se focaliser sur ces seules variables. Finalement, le large éventail des variables mesurées ne s'est pas forcément avéré être une force dans la mesure où cette complétude s'est faite au détriment de la précision et de l'homogénéité de mesures plus basiques et essentielles, tout simplement comme les propriétés de production fourragère, les traits fonctionnels ou encore la botanique.



## **Retour sur la constitution d'un échantillon de parcelles pour de telles analyses comparatives**

Nous n'avons presque observé que des différences dans les modes de production dans nos modèles intersites. Ils n'ont permis de dégager aucune autre tendance générale entre sol, pratiques, flore et propriétés de l'écosystème. C'était le risque en se lançant dans une telle modélisation exploratoire. Outre les données parfois peu fiables, c'est la constitution du jeu de parcelles qui nous amène à de tels résultats.

L'échantillonnage a été construit sur chaque terrain dans le but de refléter la réalité locale des diversités de production. En conséquence, on a des situations caractéristiques de certains terrains uniquement : les prairies de Granges dans les Pyrénées, les prairies temporaires du Vercors. Nous avons aussi constaté que la conduite des prairies dans un contexte de production fromagère engendrait des itinéraires techniques bien différents. Par ailleurs, les exploitations du Livradois se démarquent beaucoup par l'importance accordée aux cultures céréalières...

Si l'on cherchait à observer des relations générales, il faudrait probablement choisir, dans chaque terrain, des parcelles supportant des modes de production communs. On pourrait par exemple se fixer sur trois sites de production fromagère, dans les Alpes, les Pyrénées et le Massif Central. Cela permettrait de raisonner à l'intérieur d'un cadre agronomique, supposant des exigences communes portant sur les exploitants agricoles et donc des logiques de gestion communes. A l'intérieur de ce cadre, on pourrait alors chercher à stratifier selon le niveau d'intensification pour explorer la plus grande diversité possible à l'intérieur d'un mode de production donné. Cela ne nous empêcherait peut-être pas d'observer des particularités locales, mais qui seraient plus fines. Raisonner en ayant pour seul cadre fixe des contextes climatiques globalement communs (montagnes humides) paraît insuffisant pour effectuer des observations vraiment pertinentes à propos des modes de gestion.

Hors d'un tel cadre agronomique, il aurait par contre peut-être été plus pertinent de diversifier les services étudiés, en incluant comme il était prévu au départ le stockage du carbone dans les sols, des services patrimoniaux comme l'abondance en espèces de prairies fleuries ou des services de support comme l'abondance d'espèces mellifères. Nous avons décidé collectivement de partir dans cette voie, qui nous a permis de discuter davantage les méthodes et les données d'un tel projet que les résultats proprement dits. Une modélisation plus rapide, sans aller dans le détail de chaque région et en utilisant des outils statistiques automatiques (*stepwise* par exemple), sur les services écosystémiques cités ci-dessus permettrait de compléter l'analyse et d'observer des relations plus « inédites ».

## 5. Conclusion générale du mémoire

Le travail présenté ici permet de faire progresser la réflexion autour de la notion d'intensification écologique de l'élevage et plus précisément de la gestion des prairies. Une question primordiale était simplement de clarifier un peu cette notion, voir avec quels indicateurs, avec quelles mesures, on pouvait qualifier un mode de gestion comme étant plus ou moins écologique, tout en assurant une production satisfaisante.

Par notre analyse sur trois sites de montagne humide : le Vercors, le Livradois et les Montagnes de Bigorre, nous avons confirmé l'intérêt d'indicateurs, basés sur des modèles agro-écologiques à valeur générale, pour approcher cette notion (Balent, Duru, and Magda 1993). L'analyse combinée de propriétés agronomiques et écologiques des communautés prairiales permet d'effectuer des diagnostics pertinents de l'état du service fourrager fourni par une parcelle, et des conséquences de son mode d'exploitation au niveau de la flore. Cette flore étant elle-même le support du service en question, analyser, via ces indicateurs, sa cohérence et sa potentielle résilience paraît tout à fait intéressant pour juger de la durabilité des modes d'exploitation appliqués (Balent 1991). Cet aspect central dans l'idée d'intensification écologique est jusqu'aujourd'hui absent des méthodes de diagnostics utilisant pour beaucoup des typologies de prairies.

Ces indicateurs sont basés comme d'autres outils disponibles (Plantureux 1996) sur des inventaires floristiques non exhaustifs mais relativement complets, qui demandent un minimum de connaissances botaniques. Aujourd'hui, avec l'émergence de l'importance de la biodiversité des prairies (concours « Prairies fleuries » par exemple), les compétences botaniques nécessaires sont de plus en plus présentes dans le développement agricole et l'utilisation de ces indicateurs paraît tout à fait envisageable pour peu que les relevés soient réalisés aux périodes opportunes (floraison des graminées notamment). L'idée a été lancée depuis assez longtemps maintenant mais n'a pas vraiment trouvé d'écho dans ce milieu, peut-être le projet MOUVE sera-t-il une occasion d'en favoriser l'utilisation.

Il faut toutefois rester conscient des limites de ce modèle, applicable essentiellement aux prairies naturelles, mais dont l'extrapolation, dans notre travail, vers des prairies temporaires n'a pas présenté d'incohérence majeure. Un point important et très intéressant qui reste à traiter à l'issue de ce travail est le retour des agriculteurs afin de valider les diagnostics portant sur leurs parcelles. Outre les validations pour certaines déjà établies par le monde scientifique, c'est la confrontation directe au terrain à travers les pratiques des agriculteurs qui valide in fine le potentiel de ce type d'approche.

Dans la même idée, il serait intéressant de tester sur notre jeu de données d'autres indicateurs, construits sur la base des typologies de graminées (Duru et al. 2010). Ceux-ci questionnent moins en profondeur les aspects de durabilité mais permettent de préciser les potentiels productifs.

Nous avons cherché à voir si nous pouvions dégager, dans nos trois régions aux modes de production très variés, des logiques de gestion communes favorisant à la fois de bons niveaux de production et de durabilité. Nous focalisant sur des services fourragers, nous nous sommes centrés sur le niveau parcellaire. D'une manière générale, la distinction entre prairies naturelles et temporaires est assez frappante. Si ces dernières assurent des niveaux de services fourragers (quantité et qualité) globalement supérieurs aux premières, leurs communautés végétales très simplifiées paraissent particulièrement instables. Ainsi, la durabilité de ce mode d'exploitation ne repose que sur les épisodes fréquents de travail du sol et de semis, permettant de supprimer presque tout aléas au regard de la sélection naturelle des espèces prairiales. Nos indicateurs montrent des différences assez marquées entre régions et même entre parcelles d'une même région. Cela nous amène par exemple à questionner la durabilité du mode d'exploitation appliqué dans le Livradois, conduisant manifestement à des assemblages végétaux assez instables.

Mais quand on cherche à étudier plus finement la réponse des propriétés productives des prairies à l'environnement ou aux pratiques, il ressort peu de conclusions génériques entre les trois sites.

La transposition aux prairies du concept d'intensification écologique tel que défini par Cassman 1999 ou encore Bommarco et al. 2013 pour des surfaces en culture n'est pas si évident en particulier en raison du fait que le niveau d'intrants anthropiques est bien plus élevé pour les cultures

que pour les prairies. Pour les cultures, on peut par exemple étudier des données de rendement et chercher à réduire les différentes étapes de l'itinéraire technique qui ont un effet négatif sur l'environnement. C'est bien différent sur prairie naturelle où il n'y a pas vraiment d'impact négatif des itinéraires techniques sur l'environnement, si ce n'est en relation avec le niveau et la nature des fertilisants. Par contre, la nature, la fréquence et l'intensité de l'ensemble des pratiques de gestion des prairies concourent à une plus ou moins bonne maîtrise de la cohérence écologique des communautés prairiales, garante de leur résilience.

Il me semble donc qu'il est assez difficile de parler d'intensification écologique pour la gestion des prairies en restant au niveau des seules propriétés productives, même en y incluant la qualité d'herbe qui permet quand même de sortir de la vision « de base » du rendement. Il est alors nécessaire de changer d'échelle, pour considérer plusieurs services fournis par les prairies. L'intensification écologique pourrait alors être vue comme la capacité d'un territoire, d'un ensemble de prairies, à assurer des services de production importants tout en fournissant divers autres services. Comme on ne peut pas obtenir des niveaux optimaux pour tous les services avec un seul mode de gestion, le but est de trouver lesquels conduisent à quels bouquets de services (Gos 2013, chap.2). Le but est de rechercher les organisations, les combinaisons spatiales d'itinéraires techniques, qui favorisent une diversité de services à l'intérieur d'un même territoire. C'est ce que Pierre Gos a abondamment étudié dans sa thèse et notre travail apporte quelques éléments de discussion sur ce thème, grâce à l'analyse conjointe de la quantité et de la qualité de production. Nous avons montré que la date de récolte par l'agriculteur, portant des choix de gestion de l'exploitation, avait une grande importance sur les services de production en quantité et en qualité. Par cette donnée assez simple, les éleveurs pilotent leurs systèmes fourragers et simultanément tout un tas d'autres services rendus par le couvert prairial. Ce résultat est cohérent avec celui de Gos 2013 qui a montré dans le Vercors que la date d'exploitation constituait un levier puissant pour diversifier les niveaux de services fournis par les prairies dans un territoire donné. La question qui reste posée est celle des marges de manœuvre dont dispose l'éleveur pour modifier ces dates compte tenu des multiples contraintes climatiques et organisationnelles qui pèsent sur ses choix.

Quoiqu'il en soit, c'est une perspective prometteuse du travail que nous avons mené ici. Nous disposons des données nécessaires pour quantifier plusieurs autres services non fourragers :

- L'abondance en espèces mellifères, supports pour la pollinisation, service qu'on peut considérer comme particulièrement important dans le Livradois vue l'abondance des cultures.
- L'abondance en espèces de prairies fleuries, portant un service patrimonial, de réservoir de biodiversité.
- Le stockage du carbone dans les sols qui nécessiterait toutefois quelques analyses de sol complémentaires dans le Livradois.
- Et enfin le maintien de la fertilité et la capacité de rétention de l'azote dans les sols, évalués par la composition de la biomasse microbienne des sols. Elle nécessiterait quelques observations supplémentaires dans le Livradois.

Une telle approche multiservice multi-site complèterait et prolongerait avantageusement le travail réalisé dans le cadre de ce mémoire. Son originalité par rapport à des approches plus écologiques (Grigulis et al. 2013) réside dans la forte connexion potentielle permise par le programme MOUVE entre l'analyse des processus agro-écologiques, les déterminants des pratiques et le fonctionnement des exploitations d'élevage.

En effet, si l'intensification écologique n'a été considérée dans ce travail que sous l'aspect de la gestion des prairies, il ne faut pas oublier qu'il y a de nombreux autres paramètres qui interviennent dans le « bilan écologique global » de l'élevage. Notamment tout ce qui concerne la gestion de l'alimentation du troupeau. L'éleveur doit-il importer des ressources alimentaires ou en produit-il suffisamment sur l'exploitation ? Quel est son degré d'autonomie vis-à-vis des intrants (engrais de ferme suffisants ou apports d'engrais de synthèse) ? De même, les attentes des éleveurs ainsi que les charges de travail supposées par les modes de gestion envisagés doivent être pris en compte (Gos and Lavorel 2012). Ces autres paramètres font l'objet d'autres tâches du projet MOUVE et seront prochainement combinés aux résultats portant sur les prairies pour avoir une idée plus globale de l'intensification écologique des élevages des trois sites étudiés dans ce travail.

## Références bibliographiques

- Balent, Gérard. 1991. "Construction of a Reference Frame for Studying Changes in Species Composition in Grasslands: The Example of an Old-Field Succession." *Options Méditerranéennes - Série Séminaires*, no. 15: 73–81.
- Balent, Gérard, Michel Duru, and Danièle Magda. 1993. "Pratiques de Gestion et Dynamique de La Végétation Des Prairies Permanentes. Une Méthode Pour Le Diagnostic Agro-Écologique, Une Application Aux Prairies de l'Aubrac et de La Vallée de l'Aveyron." *Études et Recherches Sur Les Systèmes Agraires et Le Développement* 27: 283–302.
- Boisdon, Isabelle, Mathieu Capitaine, J.-P. Dulphy, L. Andanson, and C. Agabriel. 2009. "La Valeur Nutritive Des Fourrages N'est Pas Liée Au Mode de Conduite, Biologique Ou Conventionnel, Des Exploitations Agricoles." *Fourrages*, no. 199: 389–92.
- Bommarco, Riccardo, David Kleijn, and Simon G. Potts. 2013. "Ecological Intensification: Harnessing Ecosystem Services for Food Security." *Trends in Ecology & Evolution* 28 (4): 230 – 238. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012.
- Cassman, Kenneth G. 1999. "Ecological Intensification of Cereal Production Systems: Yield Potential, Soil Quality, and Precision Agriculture." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96 (11): 5952–59. doi:10.1073/pnas.96.11.5952.
- CHESSEL, D, JD LEBRETON, and R PRODON. 1982. "SYMMETRICAL MEASURES OF NICHE BREADTH AND WITHIN-SAMPLE DIVERSITY IN A SPECIES-SAMPLE MATRIX - THE CASE OF A SIMPLE GRADIENT." *COMPTES RENDUS DE L ACADEMIE DES SCIENCES SERIE III-SCIENCES DE LA VIE-LIFE SCIENCES* 295 (2): 83–88.
- Collectif. 2001. *Fertiliser avec les engrais de ferme*. Institut de l'élevage, ITCF, ITAVI, ITP.
- Cornelissen, JHC, S Lavorel, E Garnier, S Diaz, N Buchmann, DE Gurvich, PB Reich, et al. 2003. "A Handbook of Protocols for Standardised and Easy Measurement of Plant Functional Traits Worldwide." *AUSTRALIAN JOURNAL OF BOTANY* 51 (4): 335–80. doi:10.1071/BT02124.
- Cruz, Pablo, Claire Jouany, Jean-Pierre Theau, P Petibon, E Lecloux, and Michel Duru. 2006. "L'utilisation de L'indice de Nutrition Azotée En Prairies Naturelles Avec Présence de Légumineuses." *Fourrages*, no. 187: 369–76.
- Cruz, Pablo, Jean-Pierre Theau, E Lecloux, Claire Jouany, and Michel Duru. 2010. "Typologie Fonctionnelle de Graminées Fourragères Pérennes: Une Classification Multitraits." *Fourrages*, no. 201: 11–17.
- Daget, Ph, and J Poissonet. 1974. *Quelques Résultats Sur Les Méthodes D'étude Phytoécologiques, La Structure, La Dynamique et La Typologie Des Prairies Permanentes*. Avancement des recherches en phytoécologie. Montpellier: Centre d'études phytosociologiques et écologiques L.Emberger, CNRS.
- De Vries, Franciska T., Ellis Hoffland, Nick van Eekeren, Lijbert Brussaard, and Jaap Bloem. 2006. "Fungal/bacterial Ratios in Grasslands with Contrasting Nitrogen Management." *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY* 38 (8): 2092–2103. doi:10.1016/j.soilbio.2006.01.008.
- Dobremez, Laurent, and Annick Gibon. 2014. *Rapport sur la caractérisation de l'organisation spatiale et fonctionnelle des exploitations agricoles et des modalités d'utilisation des agro-écosystèmes dans les terrains Vercors, Livradois-Forez, Pyrénées et Arrière-pays méditerranéen*. Livrable T4.2 projet ANR Systerra-Mouve.
- Doré, Thierry, David Makowski, Eric Malézieux, Nathalie Munier-Jolain, Marc Tchamitchian, and Pablo Tittone. 2011. "Facing up to the Paradigm of Ecological Intensification in Agronomy: Revisiting Methods, Concepts and Knowledge." *European Journal of Agronomy* 34 (4): 197 – 210. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.006.
- Dray, Stéphane, Anne-Béatrice Dufour, and Jean Thioulouse. 2014. "Package 'ade4'."
- Duru, Michel, Pablo Cruz, Claire Jouany, and Jean-Pierre Theau. 2010. "Herb'type©: Un Nouvel Outil Pour Évaluer Les Services de Production Fournis Par Les Prairies Permanentes." *INRA Productions Animales*, no. 23: 319–32.
- Duru, Michel, and H. Ducrocq. 1997. "A Nitrogen and Phosphorus Herbage Nutrient Index as a Tool for Assessing the Effect of N and P Supply on the Dry Matter Yield of Permanent Pastures." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, no. 47: 59–69.

- Duru, Michel, Claire Jouany, Jean-Pierre Theau, S Granger, and Pablo Cruz. 2013. "L'écologie Fonctionnelle Pour Évaluer et Prédire L'aptitude Des Prairies Permanentes À Rendre Des Services." *Fourrages*, no. 213: 21–34.
- FAO. 2006. *World Agriculture: Towards 2030/2050*. Interim report Prospects for food, nutrition, agriculture and major commodity groups. Global Perspective Studies. Rome: Unit Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farrugia, Anne, B Dumont, M Jouven, R Baumont, and P Loiseau. 2010. "La Diversité Végétale À L'échelle de L'exploitation En Fonction Du Chargement Dans Un Système Bovin Allaitant Du Massif Central." *Fourrages*, no. 188: 477–93.
- Gardarin, Antoine, Éric Garnier, Pascal Carrère, Pablo Cruz, Donato Andueza, Anne Bonis, Marie-Pascale Colace, et al. 2014. "Plant Trait-Digestibility Relationships across Management and Climate Gradients in Permanent Grasslands." *Journal of Applied Ecology*.
- Garnier, Eric, Sandra Lavorel, Pauline Ansquer, Helena Castro, Pablo Cruz, Jiri Dolezal, Ove Eriksson, et al. 2007. "Assessing the Effects of Land-Use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites." *ANNALS OF BOTANY* 99 (5): 967–85. doi:10.1093/aob/mcm215.
- Gos, Pierre. 2013. "Modélisation Des Bouquets de Services Écosystémiques et Intensification Écologique Des Pratiques D'élevage Dans Le Pays Des Quatre Montagnes, Vercors". Thèse de doctorat, Grenoble: Université Joseph Fourier.
- Gos, Pierre, and Sandra Lavorel. 2012. "Stakeholders' Expectations on Ecosystem Services Affect the Assessment of Ecosystem Services Hotspots and Their Congruence with Biodiversity." *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8 (1-2): 93–106. doi:10.1080/21513732.2011.646303.
- Grigulis, Karl, Sandra Lavorel, Ute Krainer, Nicolas Legay, Catherine Baxendale, Maxime Dumont, Eva Kastl, et al. 2013. "Relative Contributions of Plant Traits and Soil Microbial Properties to Mountain Grassland Ecosystem Services." *JOURNAL OF ECOLOGY* 101 (1): 47–57. doi:10.1111/1365-2745.12014.
- Grime, JP. 1998. "Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects." *JOURNAL OF ECOLOGY* 86 (6): 902–10. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x.
- Harroy, Jean-Paul. 1949. "Définition de La Protection de La Nature." In *Documents Préparatoires À La Conférence Technique Internationale Pour La Protection de La Nature*, 9–14. États-Unis: Unesco, Paris-Bruxelles.
- Huyghe, Christian. 2008. "La Multifonctionnalité Des Prairies En France : I. Les Fonctions de Production." *Cahiers Agricultures* 17 (5): 427–35. doi:10.1684/agr.2008.0234.
- . 2009. "La Multifonctionnalité Des Prairies En France II. Conciliation Des Fonctions de Production et de Préservation de L'environnement." *Cahiers Agricultures* 18 (1): 7–16.
- Jeannin, B., P. Fleury, and J.M. Dorioz. 1991. "I - Typologie Des Prairies D'altitude Des Alpes Du Nord : Méthode et Réalisation." *Fourrages*, no. 128: 379–96.
- Jouany, Claire, Pablo Cruz, Jean-Pierre Theau, P Petibon, J Foucras, and Michel Duru. 2005. "Diagnostic Du Statut de Nutrition Phosphatée et Potassique Des Prairies Naturelles En Présence de Légumineuses." *Fourrages*, no. 184: 547–55.
- Julien, Marie-Pierre, Didier Alard, and Gerard Balent. 2006. "Patterns of Ash (*Fraxinus Excelsior* L.) Colonization in Mountain Grasslands: The Importance of Management Practices." *PLANT ECOLOGY* 183 (1): 177–89. doi:10.1007/s11258-005-9019-x.
- "La Méthode Phytosociologique Sigmatiste Ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne." 2011. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, Département des Sciences Agronomiques.
- Launay (coord.), Fabienne, René Baumont, Sylvain Plantureux, Jean-Pierre Farrié, Audrey Michaud, and Éric Pottier. 2011. *Prairies permanentes : des références pour valoriser leur diversité*. Institut de l'élevage. 1 vols.
- Lavorel, Sandra. 2013. "Plant Functional Effects on Ecosystem Services." *JOURNAL OF ECOLOGY* 101 (1): 4–8. doi:10.1111/1365-2745.12031.
- Lavorel, Sandra, Karl Grigulis, Penelope Lamarque, Marie-Pascale Colace, Denys Garden, Jacky Girel, Gilles Pellet, and Rolland Douzet. 2011. "Using Plant Functional Traits to Understand

- the Landscape Distribution of Multiple Ecosystem Services.” *JOURNAL OF ECOLOGY* 99 (1): 135–47. doi:10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x.
- Lavorel, Sandra, Karl Grigulis, Sue McIntyre, Nick S. G. Williams, Denys Garden, Josh Dorrough, Sandra Berman, Fabien Quetier, Aurelie Thebault, and Anne Bonis. 2008. “Assessing Functional Diversity in the Field - Methodology Matters!” *FUNCTIONAL ECOLOGY* 22 (1): 134–47. doi:10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x.
- Lavorel, Sandra, Sue McIntyre, J. Landsberg, and T.D.A. Forbes. 1997. “Plant Functional Classifications: From General Groups to Specific Groups Based on Response to Disturbance.” *Trends in Ecology and Evolution*, no. 12 (December): 474–78.
- Lefebvre, Jérémie. 2012. *Cartographies et Guide Méthodologique Pour L’élaboration D’une Cartographie de La Mosaïque Paysagère et Du Suivi de Son Évolution*. Rapport d’activité CDD 1 an projet ANR MOUVE. Dynafor Toulouse: INRA.
- Michaud, A., S. Plantureux, B. Amiaud, P. Carrere, P. Cruz, M. Duru, B. Dury, et al. 2012. “Identification of the Environmental Factors Which Drive the Botanical and Functional Composition of Permanent Grasslands.” *JOURNAL OF AGRICULTURAL SCIENCE* 150 (2): 219–36. doi:10.1017/S0021859611000530.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis*. Washington, DC.: Island Press.
- Noirault, Adeline. 2012. *Évaluation Des Services Écosystémiques et Lien Avec Les Pratiques de Gestion Des Prairies Permanentes En Élevage de Montagne. Cas Des Hautes-Pyrénées*. Mémoire de fin d’études ingénieur. École d’Ingénieurs de Purpan.
- Plantureux, Sylvain. 1996. “FLORA-Sys: Système Informatique de Gestion et D’aide À L’interprétation Des Relevés Floristiques.” *Acta Botanica Gallica* 143 (4/5): 403–10.
- Prodon, R., and J.D. Lebreton. 1994. “Analyses Multivariées Des Relations Espèces-Milieu : Structure et Interprétation Écologique.” *Vie Milieu*, no. 44: 69–91.
- Quetier, Fabien, Aurelie Thebault, and Sandra Lavorel. 2007. “Plant Traits in a State and Transition Framework as Markers of Ecosystem Response to Land-Use Change.” *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 77 (1): 33–52. doi:10.1890/06-0054.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, and E. M. Bennett. 2010. “Ecosystem Service Bundles for Analyzing Tradeoffs in Diverse Landscapes.” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, March. doi:10.1073/pnas.0907284107.
- Salette, J., and L. Huché. 1991. “Diagnostic de L’état de Nutrition Minérale D’une Prairie Par L’analyse Du Végétal : Principes, Mise En Oeuvre, Exemples.” *Fourrages*, no. 125: 3–18.
- Saxton, K.E., W.J. Rawls, J.S. Romberger, and R.I. Papendick. 1986. “Estimating Generalized Soil-Water Characteristics from Texture.” *Soil Science Society of America Journal* 50 (July): 1031–36.
- THIOULOUSE, JEAN, and DANIEL CHESSEL. 1992. “A METHOD FOR RECIPROCAL SCALING OF SPECIES TOLERANCE AND SAMPLE DIVERSITY.” *ECOLOGY* 73 (2): 670–80. doi:10.2307/1940773.

## 6. Annexes

### Table des annexes

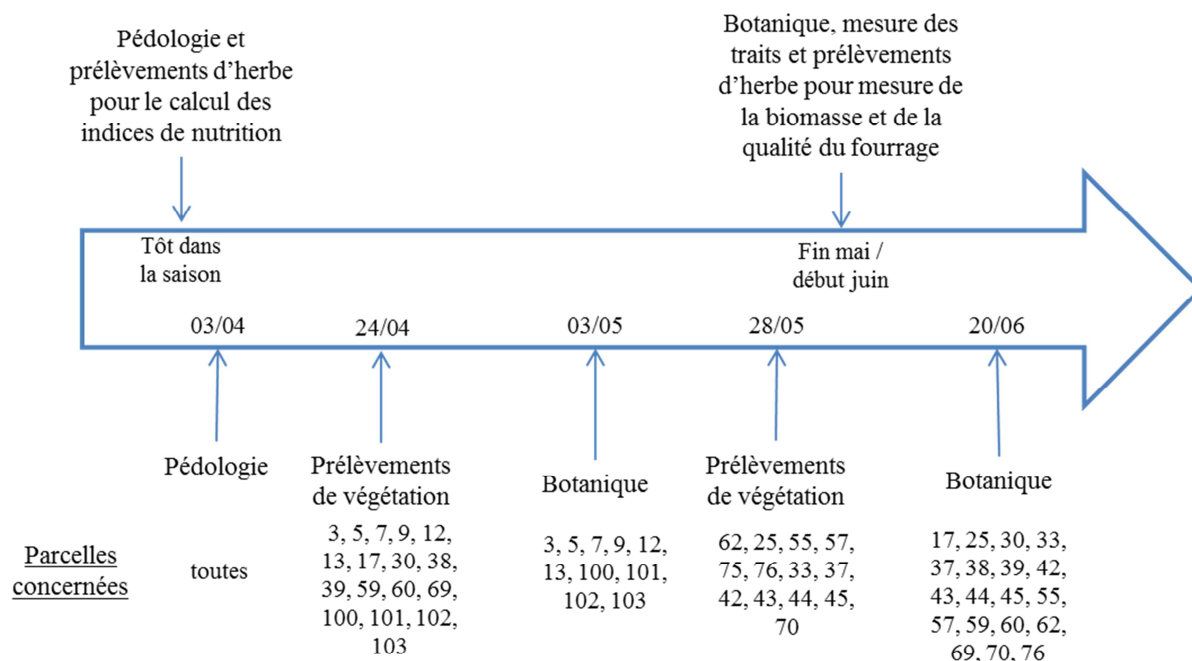
Annexe 1 : calendrier de terrain sur les trois sites.....	62
Annexe 2: Espèces du programme MOUVE référencées dans les six types fonctionnels de poacées retenus .....	63
Annexe 3: Correspondances utilisées entre classes d'abondance-dominance et recouvrement.....	63
Annexe 4 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis de la fertilité (parmi les espèces observées dans le projet MOUVE).....	64
Annexe 5 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis du niveau d'utilisation (parmi les espèces observées dans le programme MOUVE).....	64
Annexe 6 : Les niveaux de fertilisation minérale sur les trois terrains du projet MOUVE.....	65
Annexe 7 : Les niveaux de fertilisation en azote organique sur les trois terrains du projet MOUVE.....	65
Annexe 8 : Comparaison des traits foliaires mesurés dans le Vercors et en Ariège sur les dix espèces les plus communes du projet MOUVE.....	66
Annexe 9 : Confrontation entre la quantité d'herbe projetée à la date de fauche aux quantités réelles récupérées par les agriculteurs.....	67



## Annexe 1 : calendrier de terrain sur les trois sites

### Vercors

- Deux prélèvements d'herbe distincts : un pour la mesure des indices de nutrition (stade végétatif) et un pour les propriétés de l'herbe en fin de premier cycle
- Calage temporel fin entre fauche et étude de la prairie

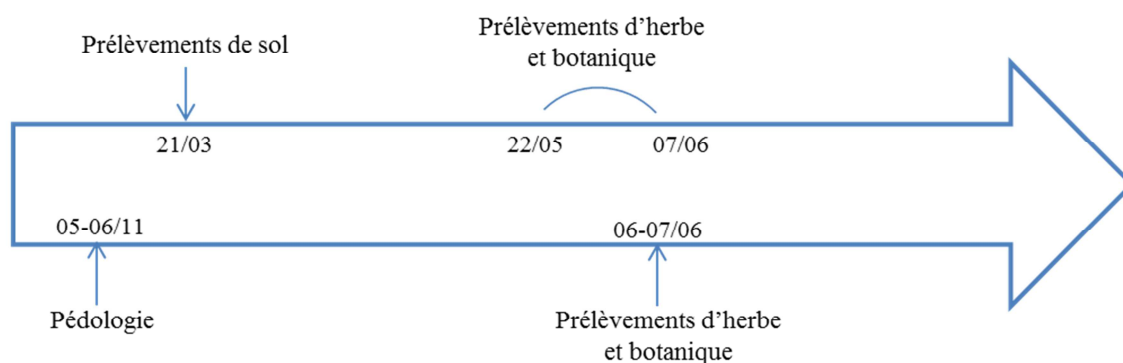


### Pyrénées

- Deux phases de prélèvements-botanique pour tenir compte du gradient altitudinal et donc des différences de précocité dans la saison
- Botanique et prélèvements d'herbe à des moments différents
- Passage parfois un peu tardif, après déprimage
- Une parcelle réétudiée (75)

### Saint-Genes

Calage temporel très fin des mesures avec les itinéraires des agriculteurs, passage la veille de la fauche ou de la mise à pâturer



### Condat-lès-Montboisier

Passage parfois un peu tardif, après un premier pâturage

## Annexe 2: Espèces du programme MOUVE référencées dans les six types fonctionnels de poacées retenus

Type fonctionnel de graminées	Caractéristiques générales	Espèces associées
<b>A</b>	Espèces de milieux fertiles, plutôt de petite taille, à phénologie très précoce. Espèces productives et de bonne valeur alimentaire, mais qui diminue rapidement.	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Phleum alpinum</i>
<b>B</b>	Espèces de milieux fertiles ou assez fertiles et d'assez grande taille, à phénologie moyennement précoce. Durée de vie des feuilles supérieure au type A, leur donnant une certaine souplesse d'exploitation en fauche tardive.	<i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Bromopsis erecta</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>Poa pratensis</i>
<b>b</b>	Espèces préférant les milieux relativement fertiles et à phénologie tardive. Espèces productives et de bonne valeur alimentaire qui diminue assez lentement.	<i>Agrostis capillaris</i> , <i>Alytrigia repens</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Trisetum flavescens</i>
<b>C</b>	Espèces de petite taille typiques de pâturages maigres. Phénologie assez précoce. Espèces peu productives, à valeur alimentaire faible, mais relativement stable.	<i>Briza media</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Festuca rubra</i>
<b>D et d</b>	Espèces très tardives, peu productives et de faible valeur alimentaire. Présentes plutôt sur des estives ou des parcours.	<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i>
<b>E</b>	Espèces annuelles, caractéristiques très variées.	<i>Bromus hordeaceus</i> , <i>Bromus sterilis</i> , <i>Hordeum vulgare</i> , <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Poa annua</i>

## Annexe 3: Correspondances utilisées entre classes d'abondance-dominance et recouvrement

Abondance-dominance	Classe de recouvrement (%)	Recouvrement estimé
+	<1	0.5
<b>1</b>	1-5	2.5
<b>2</b>	5-25	15
<b>3</b>	25-50	37.5
<b>4</b>	50-75	62.5
<b>5</b>	75-100	87.5

#### Annexe 4 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis de la fertilité (parmi les espèces observées dans le projet MOUVE)

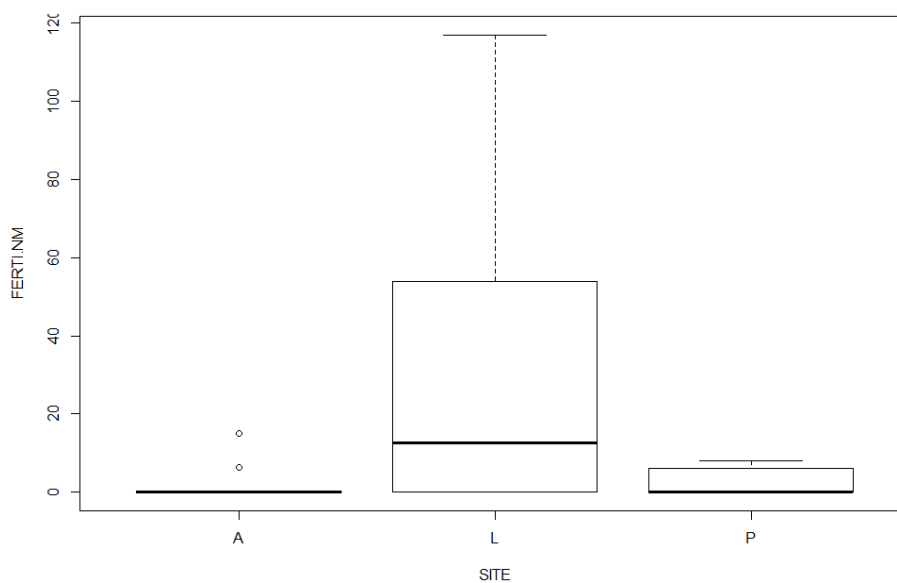
Les 10 espèces présentant les valeurs bio indicatrices les plus faibles pour la fertilité		Les 10 espèces présentant les valeurs bio indicatrices les plus fortes pour la fertilité	
<i>Potentilla erecta</i>	-0.79	<i>Cirsium arvense</i>	1.66
<i>Knautia maxima</i>	-0.73	<i>Bromus sterilis</i>	1.53
<i>Euphrasia hirtella</i>	-0.72	<i>Urtica dioica</i>	1.37
<i>Leucanthemum vulgare</i>	-0.69	<i>Convolvulus sepium</i>	1.30
<i>Thymus serpyllum</i>	-0.69	<i>Rumex conglomeratus</i>	1.30
<i>Stachys officinalis</i>	-0.69	<i>Geranium molle</i>	1.29
<i>Luzula species</i>	-0.68	<i>Galeopsis tetrahit</i>	1.28
<i>Briza media</i>	-0.67	<i>Arctium minus</i>	1.26
<i>Ajuga reptans</i>	-0.65	<i>Lolium multiflorum</i>	1.10
<i>Hypericum tetrapterum</i>	-0.64	<i>Bromus hordeaceus</i>	1.07

#### Annexe 5 : Liste simplifiée des espèces les plus typiques vis-à-vis du niveau d'utilisation (parmi les espèces observées dans le programme MOUVE)

Les 10 espèces présentant les valeurs bio indicatrices les plus faibles pour l'utilisation		Les 10 espèces présentant les valeurs bio indicatrices les plus fortes pour l'utilisation	
<i>Stellaria media</i>	-0.94	<i>Cirsium arvense</i>	1.07
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	-0.78	<i>Bromus sterilis</i>	0.85
<i>Rubus fruticosus</i>	-0.71	<i>Geranium molle</i>	0.78
<i>Lolium perenne</i>	-0.65	<i>Galeopsis tetrahit</i>	0.76
<i>Heracleum sphondylium</i>	-0.62	<i>Urtica dioica</i>	0.64
<i>Geranium rotundifolium</i>	-0.59	<i>Convolvulus sepium</i>	0.61
<i>Viola cornuta</i>	-0.57	<i>Bromopsis erecta</i>	0.59
<i>Bellis perennis</i>	-0.54	<i>Arctium minus</i>	0.54
<i>Veronica arvensis</i>	-0.51	<i>Potentilla erecta</i>	0.44
<i>Poa trivialis</i>	-0.50	<i>Rumex conglomeratus</i>	0.43

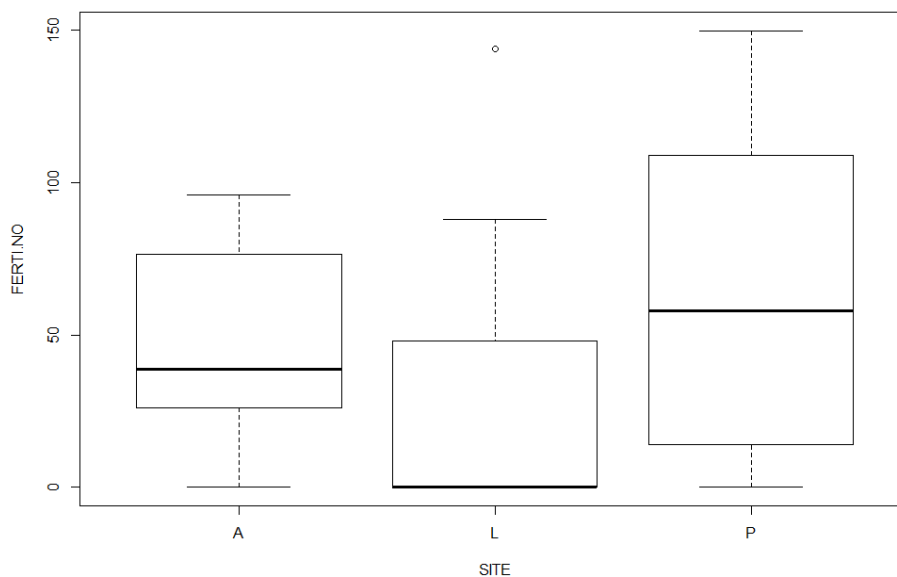
A noter que sur les 192 espèces référencées dans le modèle de départ, seules 113 ont été observées dans les campagnes terrain de MOUVE. Les espèces les plus typiques (4 ou 5), rarement observées même dans le modèle de départ n'ont en général pas été vues dans le programme MOUVE.

## Annexe 6 : Les niveaux de fertilisation minérale sur les trois terrains du projet MOUVE



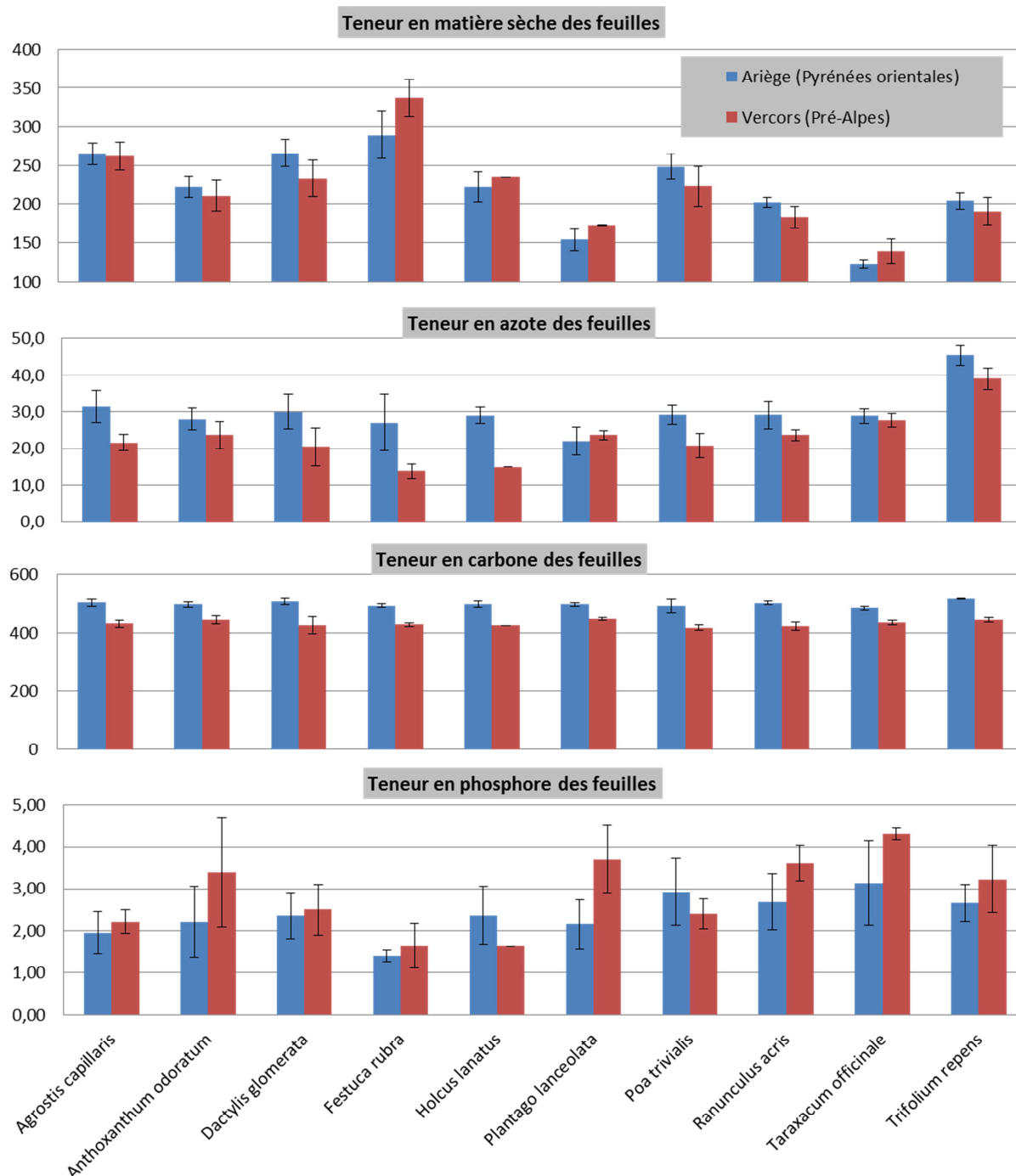
A : Alpes ; L : Livradois ; P : Pyrénées

## Annexe 7 : Les niveaux de fertilisation en azote organique sur les trois terrains du projet MOUVE



A : Alpes ; L : Livradois ; P : Pyrénées

## Annexe 8 : Comparaison des traits foliaires mesurés dans le Vercors et en Ariège sur les dix espèces les plus communes du projet MOUVE

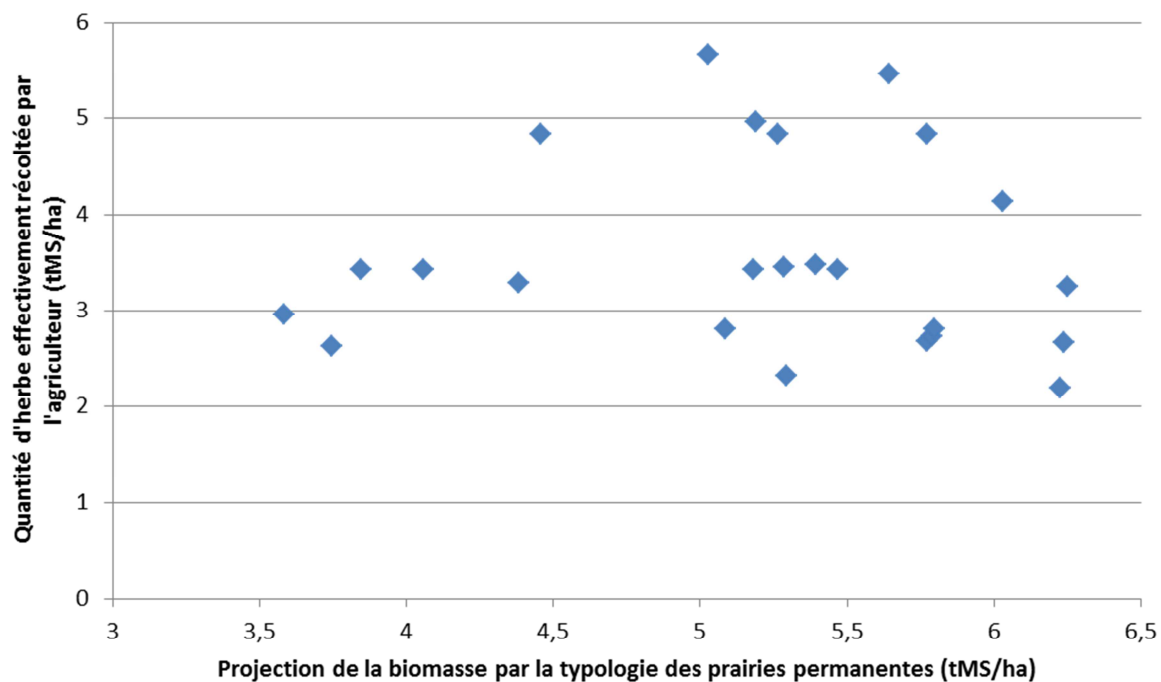


L'histogramme présente les données par espèces, résultant de moyennes de mesures effectuées dans des conditions de gestion variées.

La barre d'erreur est de un écart-type vers le haut et vers le bas et représente la variabilité intraspécifique et intrarégionale.

Les écarts entre barres moyennes de couleurs différentes représentent la variabilité intraspécifique et interrégionale. Les écarts entre barres de même couleur représentent la variabilité interspécifique et intrarégionale.

## Annexe 9 : Confrontation entre la quantité d'herbe projetée à la date de fauche aux quantités réelles récupérées par les agriculteurs



Les projections ont été réalisées en utilisant la typologie des prairies permanentes (Launay (coord.) et al. 2011).